

Grundvattensänkning till följd av järnvägstunnel genom Hallandsås -miljökonsekvenser relaterade till förändrad kväveomsättning i mark

Susanna Olsson



Examensarbete i markvetenskap, 20 poäng
Handledare Gunnar Wiklander

December 2000



Institutionen för skoglig marklära
Sveriges Lantbruksuniversitet
750 07 Uppsala

Abstract

This thesis was carried out to give some background information to a report of SLU (Swedish University of Agricultural Sciences) for the Swedish National Rail Administration (Banverket). The requested information was to provide basic data for an environmental impact assessment of the construction of the tunnel through Hallandsås. The aim with the thesis work was to discuss and quantify the leaching of nitrate and the emission of nitrous oxide from the soil at the groundwater level established through the tunnel project. The nitrogen related processes that could be affected were described and discussed. The different areas where a decreased groundwater level can cause changes in the nitrogen processes are the wet and moist areas. These areas were located by a vegetation inventory together with two independent assessments of the risk for a change in groundwater table. The potential nitrogen mineralisation and nitrification were determined through incubation experiments. Retention of nitrogen and denitrification were also studied.

The result showed that 55 - 67 ha of wet or moist land on Hallandsås could be affected by a decline in groundwater table due to the tunnel project. Vegetation types on this land were wet alder forest, wet birch forest and poor fens of flark-type. Among these types of vegetation wet alder forest was dominating. The three types of vegetation had different chemical properties. The wet alder forest had the lowest carbon nitrogen ratio and the highest nitrate to total mineral nitrogen ratio while the poor fens of flark-type had the highest carbon nitrogen ratio and the lowest nitrate to total mineral nitrogen ratio. The vegetation types also differed in their response to a declined groundwater table. The most significant effects on leaching of nitrate and emission of nitrous oxide were recorded for the wet alder forest. The soils under this vegetation type can mineralise and perhaps even nitrify around 100 kg nitrogen per ha and year. Leaching of nitrogen from the soil can increase the content of nitrogen in local watercourses, which might cause damage. However, the leaching will be limited in time, since much nitrogen will be utilised by an increased vegetation growth. The effects of nitrogen supply on the sea bays, Laholmsbukten and Skälderviken, would be marginal. The flow of nitrogen from the affected areas on Hallandsås contributes less than 0,1 % to the amount of nitrogen received from other surrounding areas. The effects of a lowered groundwater table on nitrous oxide emission would be negligible.

Innehållsförteckning

Förord	3
Sammanfattning	5
Bakgrund	7
Tunnelbygget genom Hallandsås och dess konsekvenser	7
Kväveomsättningens betydelse för miljön	8
Syfte	10
Processer som styr kväveomsättningen samt grundvattennivåns betydelse för dessa	11
Material och metoder	15
Behandling av kartmaterial	15
Fältarbete	16
Kemiska analyser	18
Statistisk bearbetning av resultatet	19
Beräkning av kvävemineralisering per år	20
Resultat	20
Påverkad areal	20
Markkemiska förhållanden	22
Denitrifikation och kväveretention	28
Beräkning av kvävemineralisering per år	29
Diskussion	30
Val av försöksobjekt	30
Potential för kvävemineralisering och nitrifikation	31
Denitrifikation och kväveretention	34
Påverkan av en grundvattensänkning på utlakning av nitrat och lustgasavgång	35
Slutsatser	38
Referenser	39
Bilaga 1. Definitioner av begrepp.	
Bilaga 2. Vegetationskarta.	
Bilaga 3. Sårbarhetsanalys för grundvattensänkning enligt RV-metoden	
Bilaga 4. Grundvattensänkning simulerad med MIKE-SHE modellen	

Förord

Detta examensarbete har utförts inom ramen för Naturresursprogrammet vid Sveriges Lantbruksuniversitet.

Examensarbetet kom till i samband med att Banverket av regeringen fick i uppdrag att utreda den miljöpåverkan ett fortsatt tunnelbygget genom Hallandsås kan förväntas leda till. Detta för att ge underlag till beslut om tunnelbyggets fortsättning. Utredningen har resulterat i en miljökonsekvensbeskrivning, vilken bland annat omfattar tunnelbyggets påverkan på naturvärden, jordbruk, skogsbruk och kväveomsättning i mark. Resultaten från detta examensarbete har fortlöpande använts som bakgrundsmaterial vid färdigställandet av SLU:s rapport "Grundvattensänkning på Hallandsås -Effekter på natur, jordbruk och skogsbruk" (Florgård et. al. 2000), vilken i sin tur använts som bakgrundsmaterial till ovan nämnda miljökonsekvensbeskrivning.

Under arbetets gång har jag fått hjälp, inspiration och goda råd från många personer. Jag skulle särskilt vilja tacka Gunnar Wiklander för bra handledning och Anne Wiklander och Kjell Larsson för hjälp med analysarbete. Dessutom har Johan Stendahl, Michael Sjöberg, Bo Olofsson, Gunnar Jacks, Björn Berg och Sigfried Fleischer bidragit med värdefulla synpunkter. Tack även till personalen på Institutionen för skoglig marklära för ett vänligt bemötande.

Sammanfattning

Examensarbetet utfördes för att ge bakgrundsmaterial till den rapport från SLU som beställts av Banverket till underlag för en miljökonsekvensbeskrivning över tunnelbygget genom Hallandsås. Syftet med examensarbetet var att belysa samt kvantifiera den nitratutlakning och lustgasavgång som kan ske från mark på Hallandsås med den grundvattennivå som beräknas etableras genom tunnelbygget. Hur kväverelaterade processer kan påverkas vid en grundvattensänkning beskrevs och diskuterades. De områden där en grundvattensänkning kan orsaka en betydligt förändrad kväveomsättning i mark, dvs områden med blöt eller fuktig mark, lokaliserades med hjälp av vegetationsinventeringsunderlag samt två oberoende bedömningar av vilka områden som kommer att drabbas av grundvattensänkning. Kvävemineraliserings- och nitrifikationspotentialen bestämdes för dessa områden genom inkubationsförsök. Kväveretentionen och denitrifikationspotentialen undersöktes även.

Resultatet av studien blev att 55 - 67 ha blöt och fuktig mark på Hallandsås kan drabbas av en grundvattensänkning. Denna areal utgjordes huvudsakligen av sumpalskog, sumpbjörkskog och mjukmatte-fattigkärr, varav sumpalskogen svarade för den största andelen. De tre vegetationstyperna uppvisade skillnader i markkemi. Sumpalskogen hade lägst kol-kvävekvot och högst andel nitratkväve av totalt mineralkväve medan mjukmatte-fattigkärrret hade högst kol-kvävekvot och lägst andel nitrat av totalt mineralkväve. De olika vegetationstyperna uppvisade även skillnader i hur de skulle reagera på sänkt grundvattennivå. Sumpalskogen bedömdes vara den vegetationstyp där det efter grundvattensänkning råder störst risk för nitratutlakning och lustgasavgång. I dessa marker kan ca 100 kg kväve per ha och år mineraliseras och eventuellt även nitrifieras. Utlakning av detta kväve kan öka nitrathalten i lokala vattendrag och negativa effekter kan inte uteslutas. Utlakningen minskar dock med tiden eftersom kvävet kommer att tas i anspråk för en ökande vegetationstillväxt. Effekten av kväveutflödet på Laholmsbukten och Skälderviken blir marginell. Merflödet blir mindre än 0,1 % av den mängd nitrat som tillförs från andra källor i respektive tillrinningsområde. Ur såväl lokalt som nationellt perspektiv är också grundvattensänkningens effekt på utsläppet av växthusgaser till atmosfären försumbar.

Bakgrund

Tunnelbygget genom Hallandsås och dess konsekvenser

Banverket beslutade att i samband med en utbyggnad av Västkustbanan mellan Göteborg och Lund leda en järnväg i tunnel genom Hallandsås. Två parallella enkelspårstunnlar skulle byggas och arbetet skedde i norra mynningen och södra mynningen och, för att skynda på slutförandet, även från en speciell arbetstunnel mitt på åsen. Av det vatten som beräknades tränga in i tunneln fick Banverket i en dom 1992 tillstånd att leda bort 33 l/s (Växjö tingsrätt, 1992). Då ca en tredjedel av tunnlarne genom Hallandsås drivits upptäcktes giftiga ämnen och rester av tättningsmedlet Rhoca Gil i bortlett vatten. Tunneldrivningen avbröts då för sanering och utredning om huruvida tunneldrivningen är miljömässigt försvarbar. Även efter slutförd sanering av Roca Gil kan tunnelbygget leda till omfattande konsekvenser för miljön i och med att berget varit mer vattenförande än man räknat med. Utförseln av vatten från tunnlarne har därmed blivit större än vattendomen tillåter. Detta har lett till att grundvattennivån i berggrunden har sänkts avsevärt i området runt tunnelbygget och vid fortsatt arbete riskerar man att sänka grundvattennivån i berggrunden i ytterligare områden. Detta kan leda till grundvattensänkning även i jordlagren ovanpå berget.

Naturförutsättningar på Hallandsås

Hallandsås är en urbergshorst som utgör en topografisk kontrast till omkringliggande landskap. Horsten bildades för ca 70 miljoner år sedan genom vertikallrörelser i ett nordväst-sydöstligt spricksystem i berggrunden. Till största delen består Hallandsås berggrund av grå till gråröda mestadels finkorniga granitiska ådergnejser med inslag av amfibolit och diabasgångar (Banverket, 1998). Berget har varit utsatt för en långvarig vittring och på många ställen har det blivit sprickrikt och permeabelt (genomsläppligt). I större sprickzoner har en långt gången leromvandling skett.

Ovanpå åsen är landskapet variationsrikt. Skogspartier omväxlar med åkrar, hagmark och blöta områden. Topografin är sönderskuren av raviner och dalar och små smala vägar slingrar sig fram mellan gårdar och åkrar på hög höjd. Mäktigheten i jordlagren varierar och jordarten närmast markytan är främst sandig morän, med en tendens att bestå av grövre material i norr och finare i söder (Ringberg, 1995). Nederbörden på Hallandsås uppgår till ca 1000 mm/år (Alexandersson et. al. 1991) och avdunstningen uppgår till ca 500 mm/år vid normala förhållanden (Eriksson, 1980). Den omväxlande topografin tillsammans med de geologiska förutsättningarna och det relativt stora nederbördsöverskottet ger förutsättningar för en stor avrinning från åsen. De större bäckar som når Skälderviken är Möllebäcken och Vadbäcken medan Stensån rinner ut i Lahomsbukten.

Tunnelbygget kan leda till grundvattensänkning

Det är delvis på grund av den vittrade sprickrika berggrunden som tunnelbygget genom Hallandsås lett till problem. Inläckaget i tunnlarne innebär en dränering av berggrunden vars grundvattennivå därmed sänks. De hydrologiska egenskaperna i jord och berg gör dock att flera olika grundvattennivåer kan existera samtidigt. Detta sker genom att olika akviferer

avgränsas från varandra med mindre genomsläppliga jordlager. De effekter av tunneln man kan mäta i grundvattennivån i berggrunden på Hallandsås är därför inte nödvändigtvis desamma som de effekter tunnelbygget får på de ytliga jordlagrens grundvatten. Effekten på detta grundvatten är dock komplicerad att bestämma eftersom den påverkas av flera faktorer av vilka några är svårbestämda. De faktorer som anses ha störst betydelse för dräneringen av vatten från jord till berg är topografi, jordlager, bergförhållanden och kontaktzonen mellan jord och berg (Olofsson, 2000). När det gäller Hallandsås tillkommer avståndet till tunneln som den viktigaste faktorn. Ju närmare tunneln desto större blir risken för avsänkning på grund av utflödet av vatten genom tunneln. Många av de faktorer som styr grundvattensänkningen i jordlagren är ofullständigt undersökta. Exempelvis är informationen bristfällig om jordlagerföljden i de områden tunneln kan komma att påverka eftersom utförda jordartskarteringar avser de överst liggande jordarterna. Två olika metoder har använts inom Banverkets Projekt Utredning Hallandsås (PHU) för att uppskatta den areal på vilken tunnelbygget kan orsaka en grundvattensänkning i de ytliga jordlagren, RV-metoden (Olofsson, 2000) respektive MIKE-SHE modellen (MGG PM 242).

Det är främst i de ytliga jordlagren som en grundvattensänkning kan leda till förändrad kväveomsättning och därför kommer denna studie att endast att beröra tunnelns påverkan på grundvattennivån i dessa.

Grundvattensänkningens påverkan på miljön

En grundvattensänkning i jordlager på Hallandsås kan få betydande konsekvenser för miljön när det gäller produktion av jordbruksgrödor och skog, naturmiljö och omsättning av olika ämnen i ekosystemet. En sänkt grundvattennivå innebär en ökad syretillgång i marken och därmed förändrade redoxförhållanden. Detta kan vara positivt ur produktionssynpunkt om förhållandena före grundvattensänkningen varit blötare än för produktion optimalt, tex i sumpskog. För jordbruksgrödor, som har ett relativt stort behov av ytligt grundvatten och som ofta redan växer på dränerad mark, leder en ökad syresättning ofta till negativa resultat för produktionen. Syresättning av mark som tidigare varit blöt innebär förändrade livsbetingelser för en mängd olika organismer. Nya arter kan komma att konkurrera ut de gamla, vilket leder till att biotopen förändras. I och med detta kan viktiga naturvärden förstöras. En ökad syretillgång kan genom att påverka organismer och kemiska förhållanden i marken även ge betydande förändringar när det gäller exempelvis kol- och kväveomsättningen i området. I denna studie kommer effekter av en grundvattensänkning på kväveomsättningen vidare att undersökas.

Kväveomsättningens betydelse för miljön

Kväve är ett makronäringsämne som kan vara tillväxtbegränsande både i terrestra (Myrold, 1998) och akvatiska ekosystem (Vitousek et. al. 1991). Därför är kvävet omsättning och förändringar av denna omsättning av stor betydelse. Kväve kan vara till stor nytta vid produktion av virke och jordbruksgrödor medan det i akvatiska ekosystem kan leda till alltför stor näringsämnestillförsel, eutrofiering, och därmed radikalt ändrade förhållanden för ett stort antal organismer. Kväve kan också bilda växthusgasen lustgas och därmed eventuellt påverka det globala klimatet (Schlesinger, 1997).

Flöden av kväve i skogsekosystemet

Omsättningen av kväve i skogsekosystemet kan förenklat beskrivas enligt figur 1.

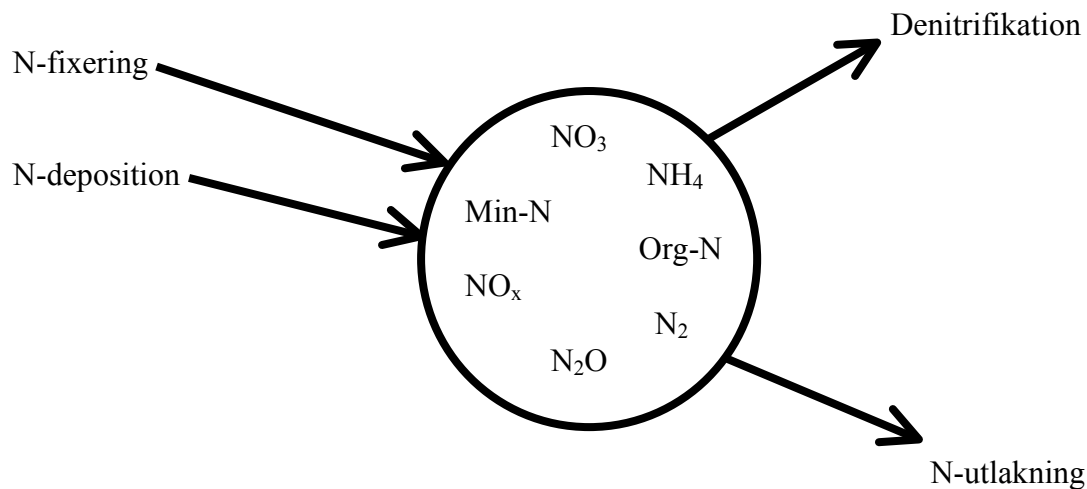


Fig. 1. Omsättning av kväve i skogsekosystemet .

Kvävepoolen i skogsekosystemet har inflöden via deposition och biologisk kvävefixering. Utflöden sker via läckage och avgång av gasformiga kväveföreningar, sk denitrifikation. I vissa system får även gödsling läggas till inflödet och uttag av biomassa till utflödet av kvävepoolen i marken. Systemet är komplext och de olika flödena är beroende av varandra samt av yttre faktorer. Marken är en viktig del av skogsekosystemet där kväve kan förekomma i många olika former. Det kan förekomma i gasformiga föreningar, bundet i organiskt material och i oorganisk form såsom nitrat eller ammonium löst i vatten. Kvävet kan även vara bundet till ytor på organiskt material eller mineralpartiklar. Vilken form kväve föreligger i spelar en betydande roll för utflöden av kväve från skogsekosystemet.

Problem med kväveutlakning i södra Sverige och vikten av att bevara våtmarker

Speciellt i södra Sverige är flöden av kväve en aktuell fråga eftersom man i många kust-vattenekosystem på grund av för mycket tillfört kväve har fått problem med eutrofiering och man i en del dricksvattentäkter har funnit för höga halter av kväve i form av nitrat (Jacks, 1983). En hög deposition av kväveföreningar har varit en bidragande orsak till dessa förhållanden. På Hallandsås beräknades den årliga våtdepositionen 1991 till mellan 10 och 12 kg / (ha*år) (Bernes, 1991) och den totala depositionen är ännu större. Denna deposition kan jämföras med våtdepositionen i mellan-Sverige som beräknades till mellan 4 och 6 kg / (ha*år). Andra orsaker till problemet med kväveläckage är det intensiva jordbruket med stor gödselanvändning samt dränering av våtområden vilka tidigare fungerat som kvävefällor.

Då vatten långsamt passerar en våtmark kan kvävet i vattnet dels tas upp av vegetation och bindas in i det organiska materialet och dels omvandlas till kvävgas som avgår till atmosfären (denitrifikation). På detta sätt minskas halterna av i synnerhet nitratkväve i vattendrag och den risk för eutrofiering eller hälsorisker som det kan innebära. Dränering (grundvattensänkning) av våtmarker kan förstöra både deras förmåga att denitrifiera och fastlägga kväve och har därför ofta lett till ökad nitratkväveutlakning. Nitratkväveutlakning till följd av dränering av blöta eller fuktiga marker kan också till stor del bero på att den

ökade syresättningen möjliggör nedbrytningen av ansamlad organiskt material. Därmed kan oorganiskt bundet kväve frigöras och lakas ut. Eftersom det endast är i marker med stort vatteninnehåll som en grundvattensänkning leder till ökad syresättning kommer fokus i denna studie att läggas på dessa typer av marker. Blöta och fuktiga marker innehåller dessutom ofta, på grund av ofullständig nedbrytning, en högre halt organiskt material och därmed större mängder kväve än annan mark.

Ännu utgör inte läckage av kväve från skogsjordar något stort hot mot akvatiska ekosystem då mycket av det kväve som deponeras över skogsområden blir kvar i markens interna kretslopp. Dock förutspår forskare att vissa marker nu riskerar att bli kvävemättade (Fleischer, 2000), och då detta sker riskerar man att all ytterligare tillförsel av kväve till markerna läcker ut. Kväveläckage från skogsmark skulle då öka betydligt jämfört med dagens genomsnittliga värden på 2-5 kg / (ha*år) för södra Sverige. Ett sätt att motverka denna utveckling är att öka förutsättningarna för avgång av gasformigt kväve, dvs denitrifikation, tex genom återskapande eller bevarande av våtmarker (Jacks et. al. 1994).

Sedan problemet med kväveläckage uppmärksammas i Sverige har en rad åtgärder vidtagits för att minska kvävebelastningen på vattenekosystemen. Markavvattning av sumpskogar är tex enligt miljöbalken förbjudet i södra Sverige (Miljöbalken, 1999). I Halland har man arbetat med lokala åtgärder i jordbruket under flera år för att minska kväveläckaget till Laholmsbukten. Med detta som bakgrund framstår det som än mer angeläget att klarlägga huruvida tunnelbygget genom Hallandsås riskerar att dränera marken på åsen samt hur det skulle kunna påverka kväveomsättningen och de potentiella riskerna för ökad nitratutlakning.

Syfte

Det övergripande syftet med detta examensarbete är att belysa samt kvantifiera den nitratutlakning och lustgasavgång som kan ske från mark på Hallandsås med den grundvattennivå som beräknas etableras genom tunnelbygget.

Mål

För att uppnå det övergripande syftet har studien följande delmål:

- Lokalisera områden på Hallandsås där en grundvattensänkning till följd av tunnelbygget kan orsaka en förändrad kväveomsättning i mark
- Bestämma kväve mineraliserings- och nitrifikationspotential i mark med olika typer av vegetation
- Undersöka kväveretention och denitrifikation i områden där kväveomsättningen riskerar att förändras

Processer som styr kväveomsättningen samt grundvattennivåns betydelse för dessa

Flöden av kväve i skogsekosystemet är ofta ett resultat av olika processer som drivs av mikroorganismer. Därför är de faktorer som påverkar mikroorganismaktiviteten även de som till stor del påverkar kväveomsättningen. En viktig faktor som påverkar mikroorganismernas aktivitet är markens vatteninnehåll. Vanligtvis ökar den biologiska aktiviteten med ökad vattenhalt upp till fältkapacitet (i det här fallet definierad som vattenhalt motsvarande fri dränering till 1m) och därefter hämmas den biologiska aktiviteten ju mer vattenmättad jorden blir (Killham, 1994). Undantag finns dock eftersom vissa processer drivs av mikroorganismer som gynnas av en anaerob (syrefattig) miljö. Få studier har hittills gjorts om hur grundvattensänkning kan påverka kväveomsättningen i marken. Dock kan paralleller dras till dikningsförsök och studier som behandlar betydelsen av fuktighetsförhållanden för kväverelaterade processer och de mikroorganismer som ofta står för processerna. Mineralisering, nitrifikation, denitrifikation, kvävefixering och immobilisering är ett par av de viktigaste processerna att ta hänsyn till vid bestämmandet av kväveflöden, och därmed utlakning av nitrat samt lustgasavgång, från systemet. Nedan diskuteras hur dessa processer verkar och hur de kan påverkas av en sänkt grundvattennivå.

Nedbrytning och mineralisering

I marken är kvävet till stor del bundet i organiskt material. Då detta bryts ned kan kväve frigöras i mineralform genom bildning av ammoniak, NH_3 , som snabbt i närvaro av vätejoner protoneras och bildar ammonium, NH_4^+ . Kvävet mineraliseras. I denna form tas kvävet lätt upp av vegetationen. Vid nedbrytningen av ett kvävefattigt substrat kommer mikroorganismerna själva att använda det mesta av kvävet och endast en liten del utsöndras i mineralform. Kvävet immobiliseras. För att nedbrytningen skall leda till mineralisering bör kol-kväveknoten (C/N-knoten) i substratet vara runt 20 eller lägre (Black, 1968; Myrold, 1998). Detta beror på att mikroorganismernas biomassa ofta har en C/N-kvot på 4-10 och mellan 30 och 50% av det kol de konsumerar byggs in i den egna biomassan (Myrold, 1998). Först då kväveinnehållet i substratet är så högt i förhållande till det kol som assimileras att det motsvarar organismens egen C/N-kvot finns det utrymme för dem att utsöndra kväve i mineralform. Detta gör att en hög kvävedeposition kan gynna nedbrytning och mineralisering, något som också visats i flera undersökningar (Priha and Smolander, 1995; Stottlemeyer and Toczydlowski, 1999). C/N-knoten i markens organiska material beror till stor del på det trädslag som växer på platsen och är därmed till viss del kopplad till markens vattenhalt.

Syrehalten i marken bestäms till stor del av markens vattenhalt och för att nedbrytning och mineralisering skall ske bör det finnas tillgång till syre. Det organiska materialet kan brytas ned till viss del även vid anaeroba förhållanden. De nedbrytande organismerna får sin energi från oxidation av kol både vid aeroba och anaeroba förhållanden men vid anaeroba förhållanden måste andra ämnen än syre användas som elektronacceptor, tex nitrat eller sulfat. Nedbrytningen blir då ofullständig och detta är orsaken till att organiskt material ofta ansamlas som torv i blöta områden. Vid dränering av sådan torv har man ofta kunnat visa på

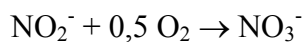
en sänkning av markytan med flera cm under ett par år efter dräneringen. Detta beror både på att nedbrytningen ökat till följd av syretillgången men även på en ökad kompaktion (Minkkinen et. al. 1998).

Nitrifikation

Om vegetationen inte tar upp all ammonium som bildas vid mineraliseringen av det organiska materialet kan det omvandlas till nitrat (NO_3^-), dvs nitrifieras. Detta görs genom att mikroorganismer oxiderar ammonium och utnyttjar den energi som frigörs vid oxidationen. Oxidationen sker vanligtvis i två steg. Först oxideras ammoniak till nitrit (NO_2^-) av organismer av Nitroso-släkten, tex Nitrosomonas. Reaktionen är försurande:



Nitrit oxideras sedan till nitrat av organismer av Nitro-släkten, tex Nitrobacter: Nitrit kan ha en toxisk effekt på mikroorganismer men ämnet ackumuleras sällan i marken eftersom det finns ungefär 10 ggr fler nitritoxiderare än ammoniumoxiderare i de flesta jordar (Torstensson, 2000).



Nitrifikationen påverkas i hög grad av jordens vattenhalt. Sannolikt beror detta till största del på att vattenhalten styr syretillgången. Då nitrifierare nästan uteslutande är fakultativt aeroba organismer (dvs de trivs och nitrifierar bäst vid god syretillgång men överlever även i anaerob miljö) är det nödvändigt med en tillräckligt hög syrehalt i jorden för att nitrifikation skall ske. En vattenhalt där ungefär 60 % av porerna är vattenfyllda brukar ge en optimal nitrifikation (Myrold, 1998). Vid låg syrehalt, och även vid låg temperatur, kan nitrifierarna istället bilda andra kväveföreningar än nitrat, såsom tex lustgas. Vanligtvis är dock inte lustgasavgången speciellt stor utan brukar ligga på under 1 % av det nitrifierade kvävet (Maag and Vinther, 1996). Nitrifikationen gynnas även indirekt av en god syretillgång i och med att detta ökar förutsättningarna för mineralisering och därmed substrattillgång för nitrifierarna.

Vattenhalten påverkar också nitrifikationen genom att den styr tillgängligheten på substrat för nitrifierarna. När porerna dräneras blir vattenfilmerna på jordpartiklarna tunnare och substratmolekylerna tvingas följa en mer slingrande väg vid diffusionen in i mikroorganismernas celler. Stark et al (1995) visade att då vattenpotentialen var större än -0,6 Mpa hämmades nitrifikationen av för dålig substrattillgång. Vid en vattenpotentialmindre än -0,6 Mpa var det istället fysiologiska effekter som uttorkning som hämmade mikroorganismerna.

Det är i de ytligaste jordlagren som mineraliseringen och nitrifikationen sker (Nohrstedt et. al., 1996; Wiklander et. al. 1987) och följaktligen är förhållandena här mest betydelsefulla ur kväveomsättningssynpunkt. Sänks grundvattnet i dessa jordlager kan nitrifikationen öka till följd av den ökade syretillgången. Det är dock troligt att även konkurrensen om ammonium ökar eftersom också växtligheten kan gynnas av minskad vattenhalt. Resultatet skulle då bli ett mer kvävebegränsat system med mindre mineralisering och mer immobilisering, vilket ger lägre nitrifikation än tidigare.

Andra faktorer som påverkar nitrifikationen är temperatur, näringsämnen, inhibitorer och pH. Att pH kan påverka nitrifierarnas aktivitet har visats av bl a Black (1968), Myrold (1998), och Rudebeck (2000). I försök av Duggin et. al.(1991) har det framkommit att speciellt de autotrofa nitrifierarna (som får sitt kol från koldioxid) kan hämmas av ett lågt pH (sura förhållanden) medan de kan gynnas framför de heterotrofa nitrifierarna (de som får sitt kol från andra organiska föreningar) vid högre pH. Andra forskare, däribland De Boer et al (1992), har dock visat att betydande autotrof nitrifikation pågår även i sura skogsjordar, vilket kan bero på att det där ofta finns mikroområden med högre pH än omgivande marklösning och att det eventuellt existerar acidofila autotrofa nitrifierare (Myrold, 1998). I olika jordar kan pH ha olika betydelse för nitrifikationsprocessen. Rudebeck (2000) visade hur nitrifikationen i det översta organiska skiktet av en jord var pH-beroende medan nitrifikationen i den underliggande mineraljorden istället var beroende av tillgängligt ammonium. I mineraljord spelar pH mindre roll medan ammoniumtillgången fortfarande är viktig, troligtvis på grund av att vittring av mineralpartiklar kan skapa mikroområden med för bakterierna ett optimalt pH.

Försök sammanfattade av Gundersen and Rasmussen (1990) har visat att det endast är från substrat med C/N-kvot lägre än ca 30 som kvävet nitrifieras. Detta är sannolikt en effekt av att C/N-kvoten till stor del styr hur mycket som mineraliseras.

Denitrifikation

Vid anaeroba förhållanden i marken kan nitrat (NO_3^-) omvandlas till olika gasformiga föreningar vilka kan avgå till atmosfären. Detta kallas denitrifikation. Slutprodukten för denitrifikation är kvävgas, N_2 , men reaktionen sker via flera mellanprodukter som tex kväveoxid (NO) och lustgas (N_2O), vilka också under vissa förhållanden kan avgå.



Nitratkväve förekommer både som isotopen ^{15}N och som isotopen ^{14}N . ^{15}N diskrimineras vid denitrifikationen och därmed kan ^{15}N anrikas där denitrifikationen sker (Rennie et. al. 1977).

Av störst betydelse för att denitrifikation skall ske är tillgången på syre är låg, dvs att anaeroba förhållanden råder. De flesta denitrifierare är fakultativa anaerober som helst använder syre om det finns, men som när det är brist på syre istället använder nitrat som elektronacceptor när de bryter ned organiskt material (Killham, 1994). Även när förhållandena i marken är aeroba (syrerika) kan viss denitrifikation dock ske eftersom det ofta finns mikroområden utan syre. Vattenhalten påverkar ofta syresättningen i marken negativt och studier har visat att denitrifikationen vanligtvis ökar då fler av markporerna fylls med vatten (Nömmik et. al. 1989; Wijler et. al. 1954).

I våtmarker är en stor andel av markporerna fyllda med vatten och därmed är potentialen för att denitrifikation skall ske hög. Försök i en våtmark vid Fårahall på Hallandsås (Jacks et. al. 1994) har visat att våtmarken kunnat reducera så mycket som 710 g/ha/dag av nitratkväve i det inrinnande vattnet. Retentionen var större vintertid, då transporten av nitrat var störst, och berodde under denna årstid till största delen på denitrifikation. Sommartid togs nästan allt bildat nitrat upp av vegetation uppströms våtmarken men en del nådde våtmarken och togs upp av vegetationen där. Försöket visade också att retentionen av kväve i våtmarker ökade om marken uppströms utsattes för en störning. Sannolikt beror detta på en ökad nitratförsel. Om våtmarken dräneras genom att grundvattnet sänks ökar syretillgången i marken och

denitrifikationen hämmas. Dock kan denitrifikationen gynnas av syresättning på så sätt att nitrattillgången ökar till följd av ökad nedbrytning.

Från de flesta jordar avgår mer N_2 än N_2O genom denitrifikationen (Killham, 1994; Schlesinger, 1997) även om det finns fall där man visat på motsatsen (Nömmik et al. 1989). Ökande syretillgång leder till att den totala denitrifikationen minskar men att proportionen N_2O ökar i förhållande till N_2 (Myrold, 1998). I mark där mindre än 60 % av porerna är vattenfyllda, dvs relativt väl dränerad mark, sker nästan enbart denitrifikation i form av N_2O (Davidson, 1991). Att andelen N_2O ökar vid ökande syrehalt beror på att syre hämmar de enzym som används av denitrifierarna och speciellt hämmas det enzym som reducerar N_2O till N_2 . Detta enzym är även speciellt känsligt mot låga pH, vilket kan få till följd att reduktionen av N_2O hämmas och proportionen N_2O mot N_2 ökar i jordar med låga pH-värden. Detta har visats i studier av Wijler and Delwiche (1954) och Dutch and Ineson (1990). Lustgas är en växthusgas med en påverkan som är 310 ggr koldioxidens påverkan per molekyl sett i ett 100-årsperspektiv (<http://environ.se/>) och avgång av denna gas vid nitrifikation och denitrifikation i terrestra ekosystem bidrar till en stor del av dess globala kretslopp.

Grundvattennivån i blöta eller fuktiga marker är därmed av betydelse för avgången av växthusgaser från dessa marker. Från måttligt dränerade områden riskerar denitrifikationen att förskjutas mot en större lustgasavgång i förhållande till kvävgasavgång jämfört med odränerade områden. Blir de blöta markerna kraftigt dränerade kan dock denitrifikationen hämmas helt, dvs varken lustgas eller kvävgas bildas. Detta kan få till följd att nitrathalten i avrinnande vatten ökar. Nedströms kan det finnas blöta områden som inte påverkas av någon grundvattensänkning. När dessa tillförs stora mängder nitrat med tillrinnande vatten från ovanför liggande områden ökar förutsättningarna här för denitrifikation. Lustgasavgång från mark har i tidigare studier uppskattats till exempelvis 0,02-18,3 kg N_2O-N /ha,yr (Carnol et al, 1999) och 0,05-15 kg N_2O-N /ha,yr (Dutch and Ineson 1990). I försök av Henrich et al. (1997) var lustgasavgången mindre, 81 g/ha,år.

Även tillgången på nitrat och lättnedbrytbara kolföreningar är viktiga faktorer som styr denitrifikationen. Henrich et al. (1997) visade att nitrattillgången kan begränsa denitrifikationen. I ett annat försök (Drury, McKenney and Findlay, 1991) visade sig denitrifikationen vara begränsad av koltillgången. Flera studier har visat att denitrifikationen sker till största del i närheten av markytan, både i mineraljordar (Henrich et al, 1997) och i organiska jordar (Ambius et al, 1991; Groffman et al, 1992; Jörgensen et al 1992). Det kan förklaras just med att denitrifikationen är kopplad till tillgängligheten av lättnedbrytbara kolföreningar och till att denna minskar med djupet (Jörgensen et al, 1992). Därmed kan även en liten grundvattensänkning påverka denitrifikationen.

Immobilisering och utlakning av kväve

Nitrat är lätttröligt i marken och kan därför lätt lakas ut. Upptag av vegetation hindrar utlakning och likaså gör immobilisering eller denitrifikation. Stottlemeyer and Toczydlowski (1999) visade att vegetationens upptag kan minska nitratläckaget betydligt. I studien utgjorde nitrat en stor del, 90%, av det utlakade mineralkvävet.

Växterna hindrar utlakning inte bara genom att ta upp kväve ur marken utan även genom att ge en kontinuerlig tillförsel av kol till marken. Detta leder till större immobilisering av kväve. Markens vattenhalt är av stor betydelse för produktionen av biomassa. Då vattenhalten i en blöt mark sänks ökar vanligtvis produktionen och därmed ökar förutsättningarna för

immobilisering. Dock ökar även nedbrytningen av organiskt material och därmed mängden kväve som kan mineraliseras, nitrifieras och eventuellt lakas ut från systemet.

Kvävefixering

Eftersom kväve ofta är tillväxtbegränsade har vissa mikroorganismer utvecklat ett speciellt enzym, nitrogenase, som kan omvandla kvävgas till ammonium. Att göra detta kräver dock energi och därför kan bakterierna endast leva där det finns bra tillgång på lättnedbrytbart kol eller solljus. Mellan vissa växter och kvävefixerande bakterier har man funnit en symbios, där växten förser bakterien med kol och bakterien förser växten med kväve. Symbiosen mellan trädslaget al och bakterien Frankia är ett sådant exempel och kvävefixeringen i detta fall kan bli runt 50-150 kg per ha och år (Brady, 1990).

Kvävefixerarna, precis som denitrifierarna, använder sig hellre av isotopen ^{14}N än ^{15}N (Granhall, 2000). Därmed ökar halten ^{14}N i system där kvävefixering sker.

Eftersom kvävefixerarna lever i symbios med al och detta trädslag gärna växer i blöta miljöer så är kvävefixeringen indirekt beroende av markens vattenhalt. Alen riskerar att vid en grundvattensänkning ersättas med andra, på torra marker mer konkurrenskraftiga, arter och då skulle kvävefixeringen minska betydligt. Halten av oorganiskt kväve i marken kan också påverka kvävefixeringen. Black (1968) har visat att en ökad halt av ammonium och nitrat i marken hämmar kvävefixerarnas aktivitet. Vid en dränering av blöt mark som leder till ökad mineralisering och nitrifikation skulle därmed inflödet av kväve till skogsekosystemet via fixering kunna minska.

Material och metoder

För att kunna uppskatta förändringar i de olika kväveflödena gjordes först en uppskattning av vilka ytor som var aktuella att studera. För att bestämma mineraliserings- och nitrifikationspotential inkuberades prov från dessa ytor. För att bestämma kväveretention och denitrifikation analyserades nitrathalter i vatten och kväveisotoper i växtmaterial.

Behandling av kartmaterial

De kartmaterial som har använts i denna studie är dels de riskbedömningar som gjorts med hjälp av RV-metoden (Olofsson, 2000) respektive MIKE-SHE modellen (MGG PM 242) och dels en vegetationskarta som framtagits enligt "Biologiska inventeringsnormer" (BIN V 31001) av Williams (1998) (bilaga 2).

RV-metoden, dvs riskvariabel-metoden, innebär en sårbarhetsanalys över vilka områden som löper stor risk att drabbas av grundvattensänkning (bilaga 3). Bedömningen har baserats på kvantifiering av grundvattensänkningar i de områden där tunneldrivning redan skett och även

på erfarenheter av andra tunnelbyggen. Dessa beräkningar har sedan bearbetats statistiskt i förhållande till naturgivna faktorer. MIKE-SHE-modellen innebär en beräkning av grundvattensänkning genom simulering med modellverktyget MIKE SHE (bilaga 4). Simuleringen har kalibrerats mot uppmätta grundvattennivåer i bergbrunnar i området.

Inom karterat område, dvs det område på 3 km avstånd från tunneln inom vilka en effekt av tunnelbygget kan komma att märkas (Olofsson, 2000), bestämdes fuktighetsförhållandena på åsen via vegetationstyper (bilaga 2). Det var främst vegetationstyper såsom sumpskogar, kärr, mossar och ängar som ansågs visa på en yttlig grundvattenyta.

De aktuella arealerna där kväveomsättningen förväntades påverkas bestämdes genom överlägg av vegetationskartan och riskbedömningskartor för grundvattensänkning enligt RV-metoden respektive enligt MIKE-SHE-simuleringen. Överläggen av dessa tre underlagskartor gjordes i GIS-programmet Arcview. Enheterna som testades mot varandra var 50*50 m. I de fall mer än 50 % av dessa enheter överlappade varandra räknades det som ett överlapp.

Vegetationstyperna testades mot varje riskbedömning för sig men även mot de områden där de båda riskbedömningarna sammanföll. Från kartan enligt RV-metoden har de två övre risknivåerna, dvs $Srv < -5$, tagits med i bedömningen eftersom man där riskerar att få en medelavsänkning på $> 0,5$ m. Dessa risknivåer benämns som hög och måttlig risk. När det gäller MIKE SHE-simuleringen har grundvattensänkningar > 0 m samt grundvattensänkningar $> 0,5$ m bedömts tagits med i bedömningarna.

Sänkningar av grundvattenytan enligt MIKE-SHE modellen avser sänkningar från nuvarande medelgrundvattenyta under vegetationsperioden, för dels 100 % utläckage enligt vattendom (33 l/s) och dels 50 % av det tillåtna utläckaget.

Fältarbete

Beskrivning av provplatser

Provplatserna beskrevs med avseende på vegetationstyp, torvdjup, humifieringsgrad på den yttliga torven samt hur tillrinningsområdet såg ut (tabell 1). Dessutom noterades övriga faktorer såsom till exempel kalkällor och dräneringsdiken.

Tabell 1. Beskrivning av provplatser

Lokal	Vegetation	Torvdjup (m)	Humifierings-grad	Tillrinnings-område	Övrigt
A1	Sumpalskog	0,25->0,8	Väl humifierad	Åkermark	Minst två kalkkällor inom området, dränering i nedre delen
A2	Sumpalskog	0,2-0,5	Väl humifierad	Åkermark	Flera kalkkällor, sandigt material under torven. Dränering i nedre delen av området
A3	Sumpalskog	0,3-0,7	Väl humifierad	Åkermark	Viss dränering sker. Sandig morän under torven.
B1	Sumpbjörkskog	>1	Väl humifierad	Skog och betesmark	Väl dränerad, gv på ca 60cm. Man verkar ha brutit torv här
B2	Sumpbjörkskog	>0,7	Väl humifierad	Skog	Dränering med 1m djupt dike i lokalens norra del
B3	Sumpbjörkskog	0,2-0,5	Väl humifierad	Skog och betesmark	Dränerad med dike.
M1	Mjukmatte-fattigkärr	>1	Dåligt humifierad >1m	Skog och betesmark	Verkar ha bildats genom att man brutit torv här
M2	Mjukmatte-fattigkärr	>1	Dåligt humifierad >1m	Skog	

Provtagning

Provtagning skedde under juni och juli sommaren år 2000.

På varje lokal togs ett ytligt generalprov (0-20 cm under markytan), ett djupt generalprov (40-50 cm under markytan) samt ett volymbestämt prov (0-20 cm under markytan). Det ytliga generalprovet bestod av 12 delprov. Tre huvudpunkter inom lokalen placerades ut och från dessa togs delproven i en fyrkant, 2 m från huvudpunkten åt norr, öster, söder och väster. Undantag gjordes vid provtagning av mjukmatte-fattigkärren, där de fyra delproven vid varje huvudpunkt istället togs på en linje. Det djupare generalprovet bestod av delprov tagna på 40-50 cm djup under markytan vid varje huvudpunkt där det var möjligt.

För provtagning av sumpskogarna användes en metallcylinder med diameter 44,5 mm och vid provtagning på nivån 40-50 cm under markytan grävdes en grop varur provet togs med samma cylinder. För provtagningen i mjukmatte-fattigkärren användes en vidare plastcylinder, 103,6 mm i diameter, med sågad metallkant för de ytliga och de volymbestämda proven. Runt cylindern skars torven av med kniv. Prov från 40-50 cm under markytan togs i mjukmatte-fattigkärren med hjälp av en lång humusborr.

På lokalerna A1 och A2 togs vattenprov ur bäckar på olika avstånd nedströms källan. Vid varje vattenprovtagning samt på ett par ytterligare punkter togs även växtprov. Dessa togs från minst två olika arter vid varje provpunkt och inom varje art 10 olika individer.

Kemiska analyser

För alla generalproven bestämdes pH och kol-kvävekvot (C/N-kvot). För de generalprov som tagits på 0-20 cm djup under markytan bestämdes dessutom mineraliseringspotential och nitrifikationspotential genom inkubation och därefter analysering. pH och torrsubstansvikt mättes i samband med brytningen av varje inkuberat prov. För de volymsbestämda proven bestämdes volymvikten.

Provberedning

Samtliga prov förvarades i tätt förslutna plastpåsar i kylrum (4°C) i väntan på analys. Generalprov från alla lokaler utom mjukmatte-fattigkärren som tagits på 0-20 cm djup under markytan siktades i fuktigt tillstånd genom en 5,6 mm sikt. Delar av generalproven från 0-20 cm resp 40-50 cm djup under markytan samt volymproven torkades i 40°C under ett dygn och därefter siktades generalproven genom en 5,6 mm sikt. De delar av generalprov från 0-20 cm djup under markytan som skulle inkuberas fick torka i rumstemperatur och i vissa fall även i ugn till en fuktighet motsvarande fältkapacitet (i det här fallet definierad som vattenhalt vid fri dränering till 1 m).

Volymvikt, vattenhalt och torrsubstans

Ca 2 g av varje torkat generalprov torkades ytterligare i porslinsdegel i 105°C under ett dygn. Därefter beräknades torrsubstans (ts) -faktorn som (g prov torkat i 105°C) / (g prov torkat i 40°C). Torrsubstansfaktorn bestämdes även separat för de volymbestämda proven för beräkning av densitet. Volymvikt och vattenhalt bestämdes genom att de volymbestämda proven vägdes före och efter torkning i 40°C.

Kol-kvävekvot

Kol-kvävekvoten (C/N-kvoten) bestämdes för generalproven från 0-20 cm respektive 40-50 cm djup under markytan. Analys av totalkol och totalkväve utfördes på Leco CNS 1000 elementaranalysator. Av samtliga prov vägdes ungefär 0,1 g in till analysen men mängden varierades något på grund av varierande densitet.

pH

För bestämning av pH vägdes 2 g fuktig torv in i pH-rör. För varje prov gjordes två pH-rör i ordning i vilka tillsattes 25 ml H₂O respektive 25 ml 1 M KCl. Provet skakades om och fick stå med lock över natt. Därefter skakades det om igen och fick sedimentera. pH mättes med pH-meter i den klara lösningen.

Nitrifikationspotential

Av de fuktighetsanpassade generalproven vägdes 125 g in i 250 ml kolvar. På dessa sattes en överdel med en skumgummipropp som sedan hölls fuktig under hela inkubationstiden enligt modifierad metod av Nômmik (1970).

Nitrifikationspotentialen bestämdes genom att proven inkubades och halten nitratkväve (NO₃-N) och ammoniumkväve (NH₄-N) mättes efter bestämda tidsintervall (tabell 2).

Prov från varje sumpskogslokal inkuberades i fyra kolvar i 15°C. Brytning av två kolvar gjordes efter fyra veckor och brytning av de återstående två kolvarna gjordes efter åtta veckor. Prov från varje mjukmatte-fattigkärrslokal inkuberades i sex kolvar varav fyra förvarades i 22°C och två i 8°C. Efter åtta veckor bröts de två kolvarna i 8°C och två kolvar från 22°C. De resterande kolvarna i 22°C bröts efter ytterligare fyra veckor, dvs totalt 12 veckor. Vid varje brytning vägdes kolvarna, dess innehåll blandades och eventuella växter togs bort innan analyser gjordes. Torrsubstansfaktor, NH₄-N och NO₃-N analyserades vid brytning av varje inkuberat prov. pH analyserades vid alla brytningar utom den efter fyra veckor.

Tabell 2. Inkubationstid och temperatur vid inkubationen för prov från de olika vegetationstyperna.

Lokal	Inkubationstid och temperatur
Sumpskog och sumpbjörkskog (A1, A2, A3, B1, B2, B3)	4 veckor, 15 ⁰ C 8 veckor, 15 ⁰ C
Mjukmatte-fattigkärr (M1, M2)	8 veckor, 15 ⁰ C 8 veckor, 23 ⁰ C 12 veckor, 23 ⁰ C

Ammonium och nitrat

Ungefär 30 g av torvjorden vägdes upp i 250 ml plastflaskor och extraherades med 100 ml 1 M KCl under skakning i 90 min. Efter filtrering analyserades filtratet på NH₄-N (Svensson and Anfält, 1982) och på NO₃-N (Anon., 1976) med en "Flow Injection Analysis" (FIA Star 5010).

Denitrifikation och kväveretention

Aktuell retention av nitrat i A1 och A2 mättes genom att halten nitrat i genomrinnande bäckvatten mättes på olika avstånd nedströms källan. Vattenproven analyserades på NO₃-N (Anon., 1976) med en "Flow Injection Analysis" (FIA Star 5010).

Växtmaterialet vid punkterna för vattenprovtagning analyserades på halten av ¹⁵N och ¹⁴N i enighet med Ohlsson and Wallmark (1999) för att visa hur stor del av retentionen som berodde på denitrifikation.

Statistisk bearbetning av resultatet

Statistisk utvärdering gjordes med hjälp av det statistiska programpaketet SAS (SAS Institute Inc., 1987).

Då två dataset skulle testas (t ex vid förändring över tid) användes t-test (TTEST). Då fler än två dataset skulle testas (t ex vid skillnader hos vegetationstyperna) användes variansanalys (ANOVA). Om F-testet var signifikant testades om de olika vegetationsytorna skilde sig från varandra med ett LSD (least significant difference)-test. Alla effekter med P < 0,05 ansågs signifikanta.

En korrelationsanalys utfördes mellan samtliga faktorer (CORR) och en multipel regressionsanalys gjordes enligt procedur STEPWISE.

Beräkning av kvävemineralisering per år

Den årliga mineraliseringen beräknades på två sätt, enligt metod I) och II). De lokaler som provtogs antogs vara representativa för respektive vegetationstyp inom karterat område. Effekten av en grundvattensänkning på mineralisering inklusive nitratbildning i övriga vegetationstyper inom karterat området anses försumbar.

Beräkningsmetod I)

Mineraliseringsvärdena grundar sig på efter 8 veckors inkubation uppmätta värden. Inkubationen skedde vid 15°C och i fält uppskattas medeltemperaturen i mark på Hallandsås till 8°C. Mineralisering antogs ske ned till 20 cm djup under markytan. Omräkning till temperaturförhållanden i fält gjordes enligt Seyfert (1998). WHC (=water holding capacity) i proven antogs vara 60 %.

Beräkningsmetod II)

Vid dränering av en torvmark till ca 50 cm antogs att omkring 0,5 cm av torven bryts ner per år. För volymvikt och kvävehalt användes de i denna studie uppmätta värdena (medelvärden för varje vegetationstyp).

Frigjort kväve från resp vegetationstyp (kg/ha,år) = kvävehalt/100*densitet (ts,g/cm³)*100000

Totalt frigjort kväve från resp vegetationstyp på Hallandsås (kg/år) = kvävehalt/100*densitet (ts,g/cm³)*100000*area med aktuell vegetationstyp som riskerar grundvattensänkning (ha)

Resultat

Påverkad areal

Av de vegetationstyper som innebär blöt eller fuktig/blöt mark enligt Williams (1998) är det främst sumpalskog, sumpbjörkskog och mjukmatte-fattigkärr som på grund av tunnelbygget riskerar en sänkning av grundvattennivån (tabell 3). De två sumpskogstyperna bedöms som fuktiga och mjukmatte-fattigkärrarna bedömdes som blöta enligt de normer som gäller för ståndortskarteringen (Karlton et al. 1998). Detta innebär att sumpskogstyperna har en grundvattennivå < 0,5 m medan mjukmatte-fattigkärrarna har en grundvattennivå < 0,01 m. Båda riskbedömningsmetoderna gav samma resultat, att 55 ha av de tre dominerande vegetationstyperna riskerar att få en grundvattensänkning. Sumpalskogen drabbas mest arealmässigt sett. I de blöta och fuktiga marker som med RV-metoden klassats med hög eller måttlig risk för grundvattensänkning upptar sumpalskogen 47 % av arealen och i de blöta och fuktiga områden som enligt MIKE-SHE modelleringen kommer att få en avsänkning på > 0,5 m, upptar sumpalskogen 80 % av arealen.

Tabell 3. Vegetationstyper (ha) i anslutning till tunnelbygget genom Hallandsås i vilka kväveomsättningen kan påverkas av en grundvattensänkning.

Vegetationstyp	Areal med avsänkning >0,5 m ¹⁾ (ha)	Areal inom stor och måttlig risk ²⁾ (ha)	Areal inom stor och måttlig risk ²⁾ och med avsänkning >0,5m ¹⁾ (ha)
Sumpalskog av örttyp	44	26	8
Sumpbjörkskog av ris-gräs-typ	9	21	6
Mjukmatte- fattigkärr	2	8	1
Summa	55	55	15
Sumpgranskog av ris-typ	0	6	0
Fastmatte-fattigkärr	0	1	0
Alkärr	0	0	0
Tuvtåteläng	0	3	0
Ristuvmosse av ljung-Spaghnum magellancium-typ	0	0	0
Björkmosse av ris- typ	0	1	0
Tallmosse av ris-typ	0	1	0
Gräs-lågstarräng	0	0	0
Högörtäng	0	0	0
Summa	0	12	0
Summa totalt	55	67	15

¹⁾ Baserat på MIKE SHE-modellen (vattendom 100%), bilaga 4

²⁾ Baserat på RV-metoden, Srv10<-5 (dvs stor och måttlig risk för grundvattensänkning), bilaga 3

Vid simulering av grundvattensänkning med MIKE-SHE vid ett utflöde av vatten på 16,5 l/s, dvs 50 % av det enligt vattendom tillåtna utflödet, minskade arealen blöt eller fuktig till blöt mark som baserat på MIKE-SHE modellen riskerar att påverkas av grundvattensänkning >0,5 m, till drygt hälften (tabell 4). Kategorin övrigt innefattar sumpgranskog, fastmatte-fattigkärr, alkärr, tuvtåteläng, gräs-lågstarräng, högörtäng, ristuvmosse av ljung-spaghnum magellancium-typ, björkmosse av ristyp och tallmosse av ristyp. Baserat på MIKE-SHE modellen drabbas dessa inte av någon grundvattensänkning vid ett vattenläckage på 16,5 l/s.

Tabell 4. Grundvattensänkning baserad på MIKE-SHE modellen för vegetationstyper (ha) i anslutning till tunnelbygget genom Hallandsås vid 50% av tillåtet vattenläckage.

Vegetationstyp	Areal med avsänkning >0,5 m ¹⁾ (ha)	Areal inom stor och måttlig risk ²⁾ och med avsänkning >0,5m ¹⁾ (ha)
Sumpalskog av örttyp	24	4
Sumpbjörkskog av ris-gräs-typ	4	3
Mjukmatte-fattigkärr	1	1
Summa	29	8
Summa övrigt	0	0

¹⁾ Baserat på MIKE SHE-modellen (vattendom 50 %), bilaga 4

²⁾ Baserat på RV-metoden, Srv10<-5 (dvs stor och måttlig risk för grundvattensänkning), bilaga 3

Markkemiska förhållanden

Fältförhållanden

De tre vegetationstyperna sumpalskog, sumpbjörkskog och mjukmatte-fattigkärr uppvisade betydande skillnader i markegenskaper. Den högsta medelvolymvikten, som var 0,31 ts, g/cm³, uppmättes i sumpalskogslokalerna (tabell 5). I sumpbjörkskogslokalerna och i mjukmatte-fattigkärrslokalerna var medelvolymvikten 0,15 ts, g/cm³ respektive 0,03 ts, g/cm³. För lokalerna med sumpalskog, sumpbjörkskog och mjukmatte-fattigkärr var pH_{KCl}-värdet 4,6, 3,4 respektive 4,0 i marken övre del (tabell 5). Det var signifikant skillnad mellan pH i sumpalskog och pH i sumpbjörkskog men inte mellan pH i sumpskog och pH i mjukmatte-fattigkärr.

C/N-kvoten skilde sig signifikant mellan de olika vegetationstyperna (tabell 5) och förändrades med markdjupet (Fig. 2). I sumpalskogen var C/N-kvoten på djupet 0-20 cm 13,3 medan den i sumpbjörkskogen och i mjukmatte-fattigkärr var 22,1 respektive 35,7 (Fig. 2). C/N-kvoten varierade något även inom vegetationstyperna, speciellt inom sumpbjörkskogen på 40-50 cm djup. En av sumpskogslokalerna, B1, hade en C/N-kvot på 43 på detta djup medan de två övriga hade C/N-kvot 17 och 22.

Tabell 5. Resultat av volymviktsbestämning och kemiska analyser vid start av inkubationen. Analys av generalprov från 0-20 cm djup under markytan. Sumpalskog betecknas med A, sumpbjörkskog med B och mjukmatte-fattigkärr med M. Skillnad mellan två vegetationstyper indikeras med avvikande bokstav efter medelvärdet för varje vegetationstyp. Provtagning juni 2000

Lokal	Volymvikt (ts, g/cm ³)	Kolhalt (vikts-%)	Kvävehalt (vikts-%)	C/N-kvot	pH _{KCl}	pH _{H2O}	NH ₄ -N (mg/kg ts)	NO ₃ -N (mg/kg ts)
A1	0,26	15,2	1,15	13,2	5,3	6,0	1,78	32,6
A2	0,46	19,0	1,50	12,7	4,4	5,5	1,28	52,8
A3	0,19	25,8	1,85	14,0	4,0	5,2	7,54	52,4
Medel	0,31	20,0	1,50	13,3 a	4,6 a	5,5 a	3,53 a	45,9 a
B1	0,22	47,1	1,79	26,3	2,6	3,9	33,9	33,2
B2	0,06	44,0	2,17	20,3	3,7	4,7	70,5	52,0
B3	0,17	39,4	2,00	19,8	3,8	5,0	56,1	11,0
Medel	0,15	43,48	1,98	22,1 b	3,4 b	5,0 b	53,5 b	32,1 a
M1	0,04	45,7	1,17	39,2	3,9	4,8	47,0	0,00
M2	0,03	45,1	1,40	32,2	4,1	5,2	123	0,00
Medel	0,03	45,4	1,28	35,7 c	4,0 ab	5,0 ab	85,3 b	0,00 b

I sumpbjörkskogarna och mjukmattefattigkärren förekom mineralkväve mest som NH₄-N medan det i sumpalskogarna förekom övervägande som NO₃-N (Fig. 3). Halten NH₄-N var i snitt 3,5, 53,5 och 85,3 mg/kg ts i sumpalskogarna, sumpbjörkskogarna respektive mjukmatte-fattigkärren. Halten NO₃-N var i snitt 45,9 och 32,0 mg/kg ts för sumpalskogarna respektive sumpbjörkskogarna. I mjukmattefattigkärren uppmättes ingen NO₃-N.

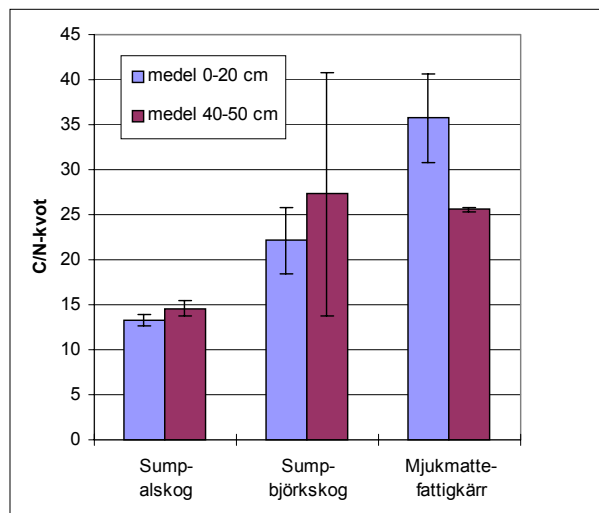


Fig. 2. C/N-kvoten för de olika vegetationstyperna vid 0-20 cm resp. 40-50 cm djup under markytan. n=3 för sumpalskogen och sumpbjörkskogen och n=2 för mjukmattefattigkärr. Dublettprov med standardavvikelse < 4 % av medelvärdet utom vid B1 40-50 cm där den var 5,2 % av medelvärdet. Provtagning juni 2000.

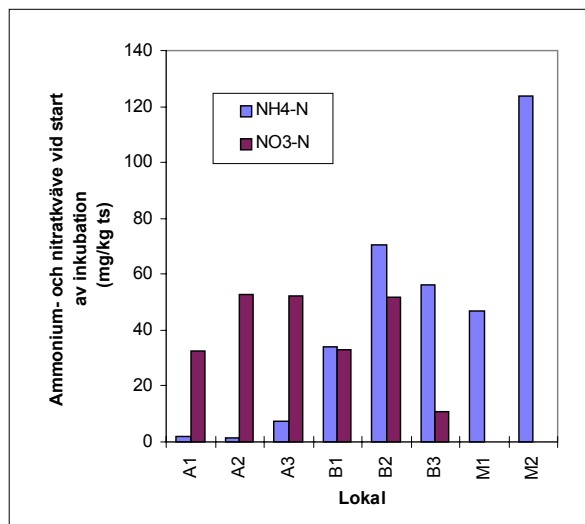


Fig. 3. NH₄-N, NO₃-N och totalt mineralkväve (NH₄-N+NO₃-N) för de olika vegetationstyperna i fält, 0-20 cm djup. Dublettprovets standardavvikelse var för nitrat < 2 % av medelvärdet. För ammonium i sumpbjörkskog och mjukmattefattigkärr var den < 5 % av medelvärdet medan den i sumpalskogen låg på 18, 44 och 45 % av medelvärdet för A1, A2 och A3. Provtagning juni 2000.

Inkubationsförsök

Halten NO₃-N ökade kraftigt, med 248 och 174 mg/kg ts, under 8 veckors inkubation (15°C) i prov från sumpbjörkskogslokalerna B2 och B3 och i sumpalskogslokalen A3 ökade halten med 110 mg/kg ts (Fig. 4). I prov från övriga lokaler var ökningen mindre än 60 mg/kg ts. Halten NH₄-N minskade under de första fyra veckorna i prov från samtliga sumpskogslokaler (Fig. 5). Minskningen var mellan 0 och 6 mg/kg ts i prov från alla lokaler utom sumpbjörkskogen B2, där halten NH₄-N minskade kraftigt med 40 mg/kg ts. Efter dessa första veckor ökade halten NH₄-N igen i prov från alla lokaler utom sumpbjörkskogslokalerna B2 och B3, där den fortsatte att sjunka. I A3, B2 och B3 blev totaleffekten på halten NH₄-N efter 8 veckors inkubation en minskning.

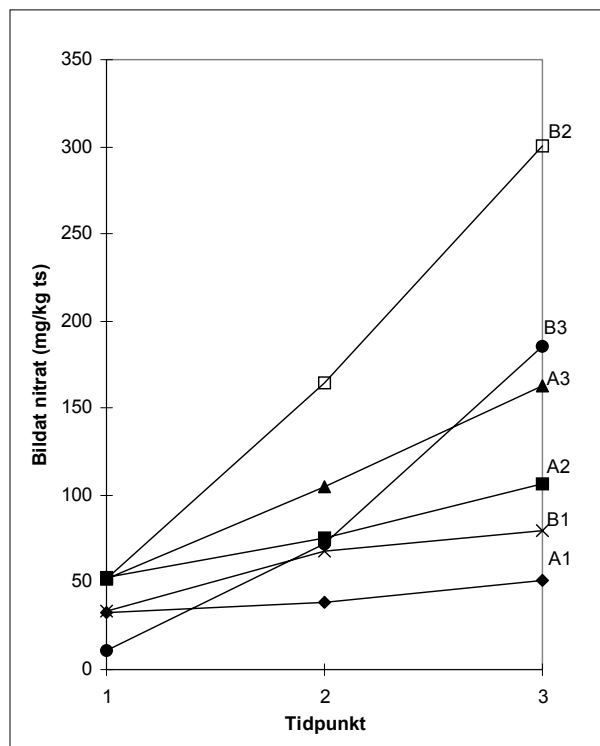


Fig. 4. Nitrathalt under inkubationstiden i prov från sumpal- och sumpbjörskogor på Hallandsås. Mätning vid start, efter 4 veckor och efter 8 veckor (tidpunkt 1-3). Inkubationstemperatur 15°C

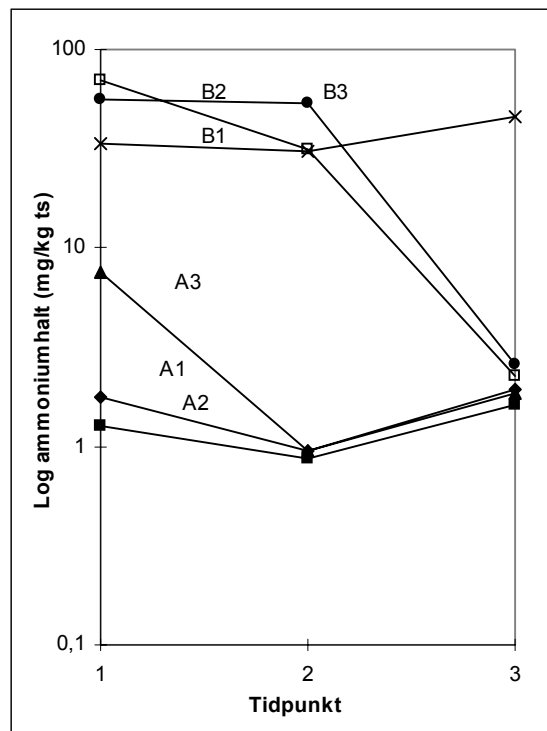


Fig. 5. Ammoniumhalt under inkubationstiden i prov från sumpal- och sumpbjörskogor på Hallandsås. Mätning vid start, efter 4 veckor och efter 8 veckor (tidpunkt 1-3). Inkubationstemperatur 15°C.

I prov från mjukmatte-fattigkärret M2 var $\text{NO}_3\text{-N}$ halten vid slutet av inkubationstiden (efter 12 veckor i 23°C) hög, 695 mg/kg ts, medan den i M1 endast var 2 mg/kg ts (Fig. 6). $\text{NH}_4\text{-N}$ halten ökade under de första 8 inkubationsveckorna i 23°C i både M1 och M2, med 622 respektive 159 mg/kg ts, och minskade sedan med 141 respektive 92 mg/kg ts (Fig. 7). Mjukmattefattigkärren (M1 och M2) inkuberades under längre tid och vid högre temperatur än övriga prov och mätningarna skedde efter 8 och 12 veckor, varför dessa resultat ej bör jämföras med de från sumpskogarna. För jämförelse av andel nitrat av total mineralisering (Fig. 10) och jämförelse av pH (Fig. 9) gjordes dock även en inkubation av prov från mjukmatte-fattigkärren i 15°C.

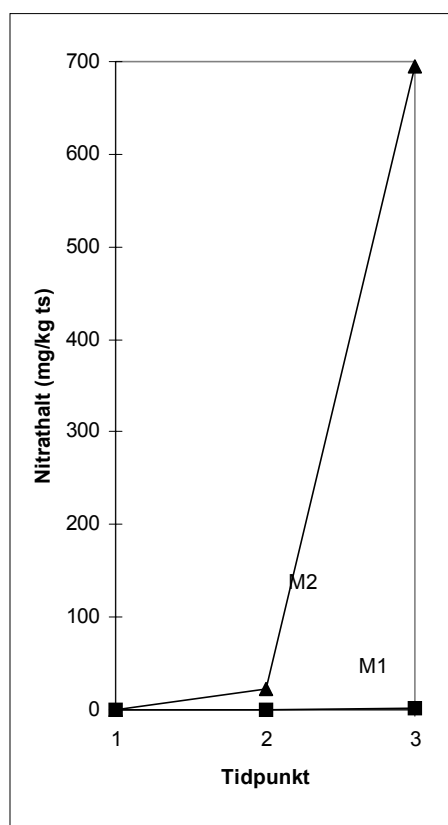


Fig. 6. Nitrathalt under inkubationstiden i prov från mjukmatte-fattigkärr på Hallandsås. Mätning vid start, efter 8 veckor och efter 12 veckor (tidpunkt 1-3). Temperatur vid inkubationen var 23°C

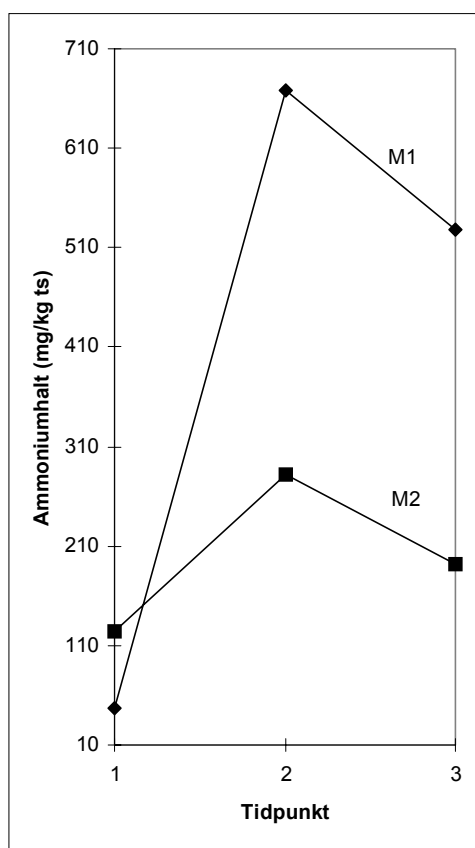


Fig. 7. Ammoniumhalt under inkubationstiden i prov från mjukmatte-fattigkärr på Hallandsås. Mätning vid start, efter 8 veckor och efter 12 veckor (tidpunkt 1-3). Inkubationstemperatur 23°C

Proven från mjukmatte-fattigkärren mineraliserade mest under 8 veckors inkubation i 15°C (Fig 8). I genomsnitt 400 mg mineralkväve per kg ts bildades (tabell 6). Detta mineralkväve förekom nästan enbart i form av $\text{NH}_4\text{-N}$ (nitratbildningen i M2 kom igång först efter de första åtta inkubationsveckorna). Sumpalskogarna mineraliserade minst, i genomsnitt 59 mg mineralkväve per kg ts. Nästan allt detta kväve förekom som $\text{NO}_3\text{-N}$. Mineraliseringen i sumpbjörskogslokalerna var i genomsnitt 120 mg mineralkväve per kg ts. I prov från sumpbjörskogarna B2 och B3 nitrifierades mer kväve än vad som mineraliserades. $\text{NH}_4\text{-N}$ halten i dessa prov minskade under inkubationstiden med 68 respektive 54 mg/kg ts.

Förändring mellan start och efter 8 veckors inkubation i 15°C av halt $\text{NH}_4\text{-N}$ var signifikant i alla vegetationstyper utom sumpalskog medan förändring av $\text{NO}_3\text{-N}$ var signifikant för alla vegetationstyper utom mjukmattefattigkärr (tabell 6). Mineraliseringen var signifikant i alla vegetationstyper.

pH sänktes något i alla vegetationstyperna under 8 veckors inkubation (Fig. 9). Denna förändring var dock endast signifikant i prov från mjukmatte-fattigkärren och endast när pH mättes i KCl (tabell 6). Sumpalskogen och sumpbjörskogen skilde sig åt från varandra men inte från mjukmatte-fattigkärren när det gällde pH vid start av inkubation.

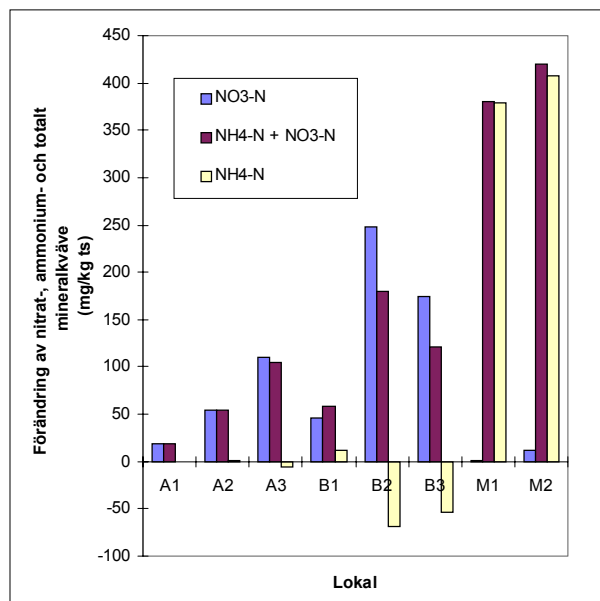


Fig. 8. Förändring av nitrat-, ammonium- och totalt mineralkväve för de olika vegetationstyperna under 8 veckors inkubation i 15°C. Standardavvikelsen för dublettproven vid analys efter åtta veckor var för nitrat < 5 % av medelvärdet i alla prov utom M2 där den var 11% av medelvärdet. För ammonium var standardavvikelsen 9, 22, 5 och 16 % av medelvärdet för prov från A2, A3, B2 och M2 i nämnd ordning och för övriga prov < 5% av medelvärdet.

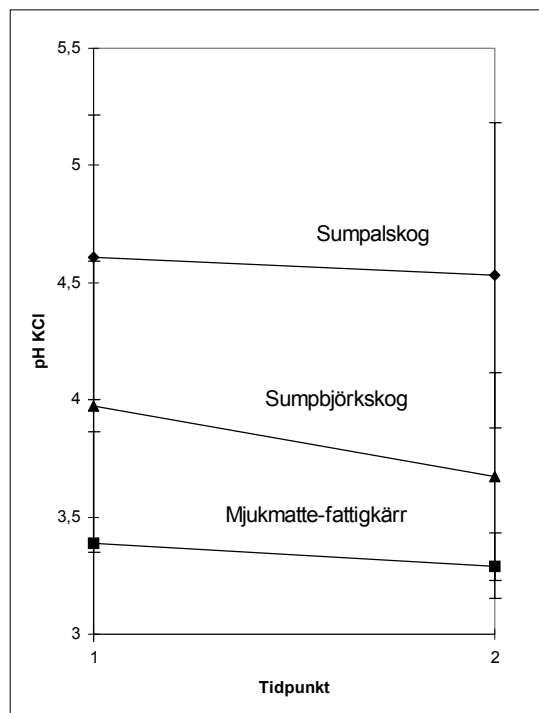


Fig. 9. pH i 1M KCl före och efter 8 veckors inkubation (tidpunkt 1 resp. 2) i 15°C. n=3 för sumpalskog och sumpbjörkskog och n=2 för mjukmatte-fattigkärr.

Tabell 6. Markkemiska förändringar vid inkubation av generalprov från 0-20cm. Sumpalskog betecknas med A, sumpbjörkskog med B och mjukmatte-fattigkärr med M. Skillnad mellan två vegetationstyper indikeras med avvikande bokstav efter medelvärdet för varje vegetationstyp. Skillnad mellan start och brytning av inkuberat prov (8 veckor, 15°C) indikeras med * för signifikans på 5 % nivå, ** för signifikans på 1 % nivå samt *** för signifikans på 0,1 % nivå.

Lokal	NO ₃ -N (mg/kg ts)	NH ₄ -N (mg/kg ts)	(NH ₄ -N + NO ₃ -N) (mg/kg ts)	pH _{KCl}	pH _{H2O}
A1	19	0,2	19	0,04	0,27
A2	54	0,3	54	-0,26	-0,41
A3	110	-5,7	105	-0,01	-0,38
medel	61 a*	-1,7 a	59 a*	-0,08 a	-0,18 a
B1	46	12	58	0,10	-0,04
B2	248	-68	180	-0,15	-0,50
B3	174	-54	121	-0,24	-0,77
medel	156 b**	-37 a**	120 a**	-0,10 a	-0,44 a
M1	2	380	381	-0,29	0,09
M2	12	408	420	-0,31	-0,36
medel	7 a	394 b***	400 b***	-0,30 b*	-0,13 a

Vid jämförelse med avseende på andel NO₃-N av total halt mineralkväve skilde sig prov från de olika vegetationstyperna åt (Fig. 10). I Sumpalskogen var nästan all mineraliserad kväve NO₃-N från början och andelen ökade endast lite under inkubationen. I sumpbjörkskogen däremot ökade andelen NO₃-N under inkubationens gång. I mjukmatte-fattigkärr var och förblev andelen NO₃-N låg.

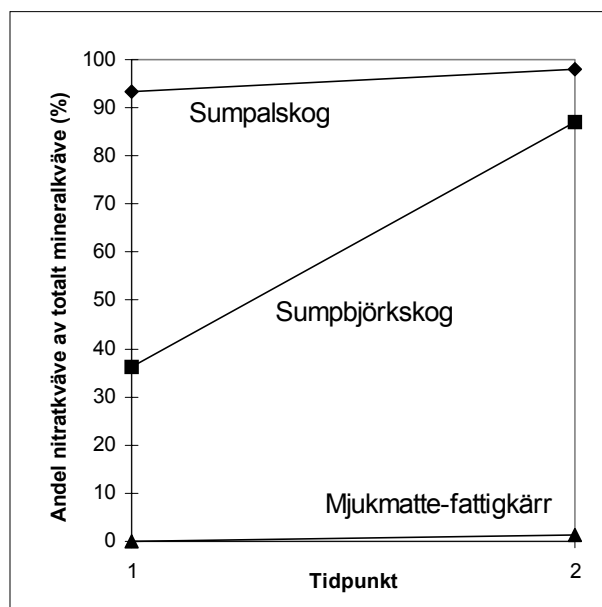


Fig. 10. Andel nitratkväve (NO₃-N) av totalt mineralkväve (NO₃-N + NH₄-N) vid inkubationens start (tidpunkt 1) och efter 8 veckors inkubation i 15°C (tidpunkt 2).

Korrelationsanalys och multipelregressionsanalys

Korrelationsanalysen gav något olika resultat för då alla vegetationstyperna slogs samman och då sumpskogarna analyserades för sig (tabell 7). Dock visade korrelationsanalysen vid båda alternativen att kvävehalten vid start påverkade $\text{NO}_3\text{-N}$ förändringen positivt och $\text{NH}_4\text{-N}$ förändringen negativt. Vattenhalten påverkade $\text{NH}_4\text{-N}$ förändringen positivt när alla vegetationstyper slogs ihop men negativt när analysen endast avsåg sumpskogarna. Då endast sumpskogarna analyserades påverkade vattenhalten $\text{NO}_3\text{-N}$ förändringen positivt. pH vid start korrelerade positivt till $\text{NO}_3\text{-N}$ förändringen men endast då pH mättes i H_2O och då alla vegetationstyperna togs med i analysen. Multipelregressionsanalys visade att förändringen av $\text{NO}_3\text{-N}$ över inkubationstiden kunde förklaras till största delen av vattenhalten och C/N-kvoten. Förändringen av $\text{NH}_4\text{-N}$ under 8 veckors inkubationstid kunde till stor del förklaras av startvärdena för $\text{NO}_3\text{-N}$ och $\text{NH}_4\text{-N}$ samt av C/N-kvoten. Därefter kom vattenhalten som en viktig faktor.

Tabell 7. Korrelation mellan olika faktorer och förändring av nitrathalt och ammoniumhalt. Endast korrelation som är signifikant på 0,05% nivå redovisas.

Faktor som påverkar	Al+Bj		Hela materialet	
	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$
vattenhalt	-0,82	0,91	0,75	-
C/N-kvot	-	-	0,83	-
pH H_2O start	-	-	-	0,52
pHKCl start	-	-	-	-
Nstart	-0,70	0,87	-0,62	0,89
Cstart	-	0,58	-	-

Denitrifikation och kväveretention

Halten av $\text{NO}_3\text{-N}$ i bäcken minskade under passagen genom sumpalskogen A1 till mindre än en femtedel av den ursprungliga halten 5,4 mg/l (Fig. 11). Halten ^{15}N (% av den totala kvävehalten) i växtmaterial minskade nedströms både i A1 (Fig. 12) och i A2.

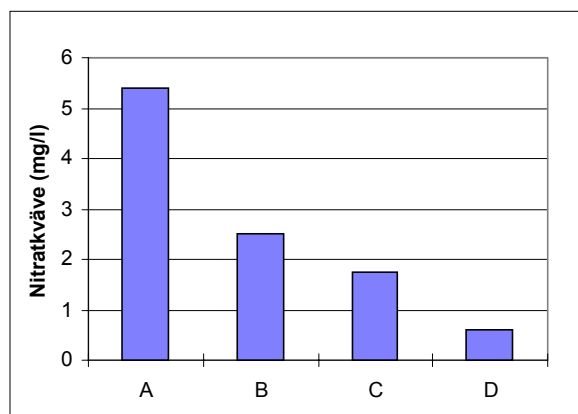


Fig. 11. Förändring av nitratkvävehalt i bäckflöde före, inom och efter sumpalskog (A-D). Lokal A1, provtagning juli 2000.

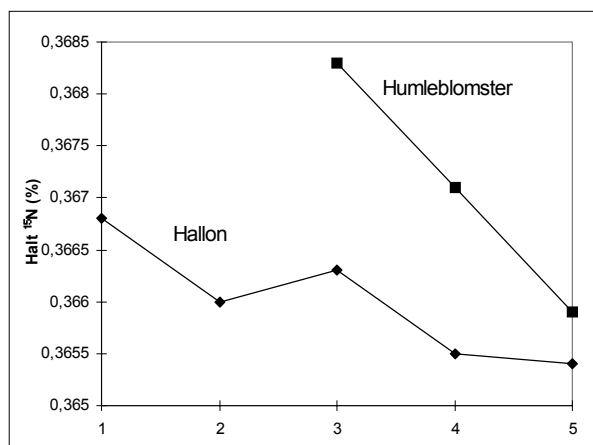


Fig. 12. Förändring av halten ¹⁵N i växtmaterial från hallon respektive humleblomster före, inom och efter sumpalskog (1-5). Lokal A1, provtagning juli 2000.

Beräkning av kvävemineralisering per år

Enligt beräkningsmetod I) blev den totala mineraliseringen i de tre studerade vegetationstyperna inom karterat område 5800 kg kväve per år om MIKE-SHE modellen används för att uppskatta grundvattensänkningens omfattning och 5500 kg kväve per år om RV-metoden används (tabell 8). Sumpalskogen är den vegetationstyp som arealmässigt drabbas mest av en grundvattensänkning och det är även den vegetationstyp som kommer att få störst mineralisering per ha vid grundvattensänkning. Enligt beräkningsmetod II) blir den totala mineraliseringen 11400 kg kväve per år om MIKE-SHE modellen används och 9200 kg kväve per år om RV-metoden används.

Tabell 8. Beräkning av mineralisering per år för olika vegetationstyper enligt beräkningsmodell 1. Avsänkning a) avser avsänkning enligt MIKE-SHE modellen och avsänkning b) avser avsänkning enligt RV-metoden. Mineralisering a och b avser mineralisering beräknad på respektive avsänkning.

Vegetations-typ	Area med avsänkning a) (ha)	Area med avsänkning b) (ha)	Kväve-halt (%)	Volymvikt (g/cm ³)	Mineralisering (kg/ha,år)		Total mineralisering inom karterat område a)		Total mineralisering inom karterat område b)	
					I)	II)	I)	II)	I)	II)
beräknings-medod										
Sumpalskog	44	26	1,50	0,31	109	229	4780	10061	2830	5945
Sumpbjörkskog	9	21	1,98	0,15	95	148	850	1329	1990	3101
Mjukmatte-fattigkärr	2	8	1,28	0,03	90	22	180	44	720	176
summa							5800	11400	5500	9200

Diskussion

Val av försöksobjekt

Undersökta vegetationstyper

För att uppnå syftet med denna studie var ett av delmålen att lokalisera de områden på Hallandsås där det pågående tunnelbygget riskerar att orsaka en påverkan på kväveomsättning i mark. I marker med ytligt grundvatten ändras förhållandena vid en grundvattensänkning mer än i de marker som redan har grundvatten på en relativt djup nivå. Därför undersöktes endast effekter av en grundvattensänkning i områden där grundvattnet bedömdes vara ytligt ($<0,5$ m under markytan). Eftersom kväve är involverat i biologiska processer är de ytligaste jordlagren de mest betydelsefulla ur kväveomsättningssynpunkt. Därför analyserades endast dessa jordlager. För undersökning av denitrifikation och kväveretention valdes sumpalskogarna för analys eftersom de uppvisade denitrifikationsfrämjande faktorer såsom högt pH och hög nitrifikation. Sumpalskogarna A1 och A2 valdes på grund av praktiska skäl. Förändringar av nitrathalt i vatten som passerade sumpskogen var här lätta att mäta eftersom det fanns väl definierade flöden.

Den naturgivna grundvattenytan på åsen finns simulerad i MIKE-SHE modellen men eftersom vegetationstypen bör ge en sannare och mer differentierad bild av fuktighetsförhållandena i marken användes istället denna för att bestämma areal med ytlig grundvattennivå. Sumpskogarna bedömdes vara fuktiga (dvs med grundvattennivå $>0,1$ m och $<0,5$ m under markytan) och mjukmatte-fattigkärren blöta (dvs med grundvattennivå $<0,01$ m under markytan) enligt normer för ståndortskartering (Karlton et.al. 1998). Värt att notera är dock att en del av de marker som betecknats som sumpskogar är dikade och därmed definitionsmässigt inte längre fuktiga utan snarare friska. Areal fuktig mark kan därmed ha överskattats något. Påverkan på små, men viktiga, biotopers areal kan dock ha underskattats eftersom enheter på 50×50 m använts för att testa om området sammanfaller med ett riskområde. Underskattningen kan gälla t ex smala "korridorer" av sumpskog runt vattendrag. Enheter på 50×50 m ansågs tillräckligt i noggrannhet eftersom själva riskbedömningarna bygger på många osäkra faktorer. De tre vegetationstyperna sumpskog, sumpbjörkskog och mjukmatte-fattigkärr valdes för ytterligare analys eftersom de dominerade arealmässigt och dessutom för att dessa vegetationstyper erfarenhetsmässigt uppvisar skillnader i markegenskaper.

Den areal blöt eller fuktig mark som riskerar att påverkas av grundvattensänkning är relativt liten, endast mellan 55 och 67 ha. Över 80 % av denna yta upptas av sumpskog. Totalt sett finns det 3700 ha sumpskog inom Skånes län (Rudqvist, 2000)

Kartmaterialet och dess tillförlitlighet

Det kartmaterial som stått till förfogande över de potentiella riskerna för en grundvattensänkning i jordlager till följd av tunnelbygget grundar sig på två helt olika typer av bedömningar, RV-metoden (Olofsson, 2000) respektive MIKE-SHE modellen (MGG PM 242, 2000). De ger ett relativt överensstämmande resultat när det gäller total påverkad areal trots att de är gjorda enligt två helt olika metoder. De områden där sänkning riskeras överlappar dock inte helt varandra.

De två riskbedömningsmetodernas överensstämmande resultat talar för deras trovärdighet. Det finns både för- och nackdelar med båda typerna av tillvägagångssätt. MIKE-SHE-modellen är ett erkänt bra verktyg då det gäller simuleringar av denna typ medan RV-metoden är en mindre komplicerad och mindre kostsam metod för att bestämma risken för att ett område skall drabbas av grundvattensänkning. De båda modellerna har jämförts och utvärderats i en rapport av Olsson (2000) på uppdrag från Banverket. I rapporten framkommer att MIKE-SHE modelleringen ger samma resultat för grundvattensänkning i berg och i jordlager, vilket förklaras med svårigheter att simulera variationer i vattenutbyte mellan jord- och bergmagasin. Dessutom korrelerar resultatet från simuleringen dåligt med de sänkningar som i verkligheten uppmätts under byggskedet av tunneln. RV-metoden väger, eftersom den bygger på empiriska data, indirekt in fler faktorer i analysen. Resultaten är dock bara tillämplbara på typiska förhållanden för vilka erfarenheter finns. Osäkerheten över risken för grundvattensänkning i torvmarker är därför stor. Detta gäller dock även i MIKE-SHE-modellen.

RV-metoden grundar sig på de erfarenheter som man gjort hittills av tunnelbygget genom Hallandsås och de effekter som uppkommit har varit ett resultat av betydligt större utläckage av vatten än de enligt vattendom tillåtna 33l/s. Därför har det argumenterats att RV-metoden inte kan ge någon generell prognosmöjlighet utan endast en beskrivning av jordlagrens sårbarhet utifrån hydrogeologiska faktorer. Eftersom enbart de högsta risknivåerna ($S_{rv} < -5$) tagits med i arealsuppskattningarna i detta examensarbete och då dessa ligger så nära tunneln att det är sannolikt att de hamnar inom det område där avsänkning sker i berggrunden, både vid 50% såväl som 100% vattendom, bör dessa arealuppskattningar ändå gå att använda för scenarioanalys.

Osäkerheten i riskbedömningarna för grundvattensänkning är stor och det verkliga utfallet kan skilja sig betydligt från modellernas resultat. De riskbedömningar som gjorts är dock det bästa material som finns att tillgå vid bedömningen av tunnelbyggets effekter. I diskussionen om grundvattensänkningens påverkan på kväveomsättningen utgör troligtvis arealuppgifterna för grundvattensänkning en av de största osäkerheterna.

Potential för kvävemineralisering och nitrifikation

Skillnader i markegenskaper mellan vegetationstyper

Ett av delmålen i denna studie var att bestämma mineraliserings- och nitrifikationspotential för olika vegetationstyper vid sänkt grundvattennivå. Detta gjordes genom inkubationsförsök där en grundvattensänkning simulerades genom att proven torkades något. Målet var att vattenhalten skulle ligga på ungefär fältkapacitet för att ge så optimala förhållanden som möjligt för mineralisering och nitrifikation och därmed ett högsta värde på dessa. De värden som uppmättes vid start av inkubation kan antas likna de förhållanden som råder i fält vid aktuella grundvattenförhållanden medan de värden som uppmättes under inkubationen indikerar vad som kan ske vid en grundvattensänkning. En strävan var att de tre

vegetationstyperna som valdes ut för analys av mineralisering och nitrifikation skulle spänna över ett brett spektra av markegenskaper och så blev också fallet.

I fält skiljde sig andelen nitrifikation av total mineralisering åt mellan de olika vegetationstyperna. Kriebitzsch, 1978 (i Tamm, 1991) skiljer mellan fyra typexempel av marker; i) de som är väldigt resistenta mot nitrifikation, ii) de där viss nitrifikation sker, iii) de där relativt stor del av mineraliserat kväve bildar nitrat och ivi) de där nästan allt mineraliserat kväve snabbt omvandlas till nitrat. I studien visades att nitrifikationen var negativt korrelerad till C/N-kvoten.

Vid jämförelse mellan lokalerna på Hallandsås och de typexempel som redovisas av Kriebitzsch (1978) verkar sumpalskogen på Hallandsås ha den marktyp där nästan allt mineraliserat kväve nitrifieras. Marken i sumpbjörkskogen däremot innehöll fortfarande en hel del ammonium och kan vara den typen av mark där en större del, men inte allt, mineraliserat kväve övergår till nitrat. Mjukmatte-fattigkärren visade sig vara väldigt resistenta mot nitrifikation, åtminstone i det inledande skedet. Skillnaden mellan de olika vegetationstyperna kan förklaras med skillnader i C/N-kvot men även eventuellt med andra faktorer såsom exempelvis pH. Ett pH-värde <6 är ofta hämmande för nitrifikationen (Granhall, 2000). Studier har dock visat att mark med alskog nitrifierar relativt mycket även vid $\text{pH} < 5$ jämfört med mark med annan vegetation.

Den höga halten kväve, och därmed låga C/N-kvoten, i sumpalskogens mark kan vara en följd av att alen är kvävefixerande och därför genom förräns har tillfört mer kväve till dessa marker. Berg et. al. (1995) visade att kvävehalten i alförna är större än i björkförna. Studien visade även att nedbrytningen ökade linjärt med halten kväve och att ökningen var störst vid hög initieell kvävehalt. Den höga kvävehalten i sumpalskogarna kan dock även bero på att de flesta av dessa ligger i tillrinningsområden från åkermark och därför kan få ta emot grundvatten som genom gödsling av åkermarken anrikats på kväve. Den höga C/N-kvoten i mjukmattefattigkärren beror sannolikt på att materialet i sig (Spaghnum-torv) har låg kvävehalt och att humifieringsgraden är låg.

Potential för mineralisering och nitrifikation

Den ökande halten av mineralkväve i prov från de olika vegetationstyperna under inkubationsperioden visade att det skulle finnas potential för ökad mineralisering i de provtagna markerna vid en sänkning av grundvattennivån. Även potentialen för ökad nitrifikation var god i alla vegetationstyper med undantag för mjukmatte-fattigkärret M1.

Att andelen nitrifikation av total mineralisering även under inkubation skulle skilja sig åt mellan vegetationstyperna var förväntat och de uppmätta värdena var rimliga. En studie utförd av Persson et. al. (1999) där organiskt material inkuberades visade att det mineraliserade kvävet till nästan 100 % nitrifierades så länge det inte var minusgrader. I ett annat försök visade dock Wiklander et al (1987) att endast ca hälften av det mineraliserade kvävet i torvens övre skikt nitrifierades.

Att nitrifikationen i prov från vissa lokaler översteg mineraliseringen kan förklaras med att dessa lokaler från början hade en relativt hög halt ammonium. En varierande C/N-kvot kan vid inkubationen, liksom för fältförhållanden, förklara en del av skillnaderna i nitrifikation och mineralisering mellan vegetationstyperna. Korrelationsanalysen för förändringarna under inkubationen visade att en hög kvävehalt vid inkubationens start påverkade

ammoniumbildningen negativt medan nitratbildningen påverkades positivt. Detta kan tolkas som att ammonium gärna övergick till nitrat vid kväverika förhållanden. Dock bildades mer nitrat i prov från sumpbjörkskog än från sumpalskog, trots en högre C/N-kvot i sumpbjörkskogen. Någon annan faktor såsom vattenhalten under inkubationen, pH, ammoniumhalten i fält, eller tillgång på andra näringsämnen kan vara orsak till nitrifikationskillnaderna. Halten av andra ämnen, exempelvis mangan, har i andra studier visat sig kunna påverka nedbrytningen (Berg et. al, 1996). I denna studie verkar det troligt att den initiella ammoniumhalten har spelat stor roll för nitratbildningen eftersom det är i de prov med högst initiell ammoniumhalt (B2 och B3) som den största nitratbildningen sker. Effekten av initiell ammoniumhalt avklingar sannolikt med tiden.

I mjukmatte-fattigkärren kan den höga C/N-kvoten eventuellt förklara att nitrifikationen var låg under de första inkubationsveckorna trots att den initiella ammoniumhalten var hög. Provt från dessa lokaler inkuberades under en längre period och vid en högre temperatur än övriga prov just på grund av den höga kolhalten. Att nitrifikationen hann ta fart i proven från M2 men inte i de från M1 skulle kunna bero på att pH i M2 var högre och att C/N-kvoten var lägre än i M1 vid start av inkubation. Korrelationsanalysen för förändringarna under inkubationen visade en positiv korrelation mellan nitratbildning och $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$. Den initiella ammoniumhalten var också mer än dubbelt så hög i M2 som i M1.

Det bör framhållas att laboratorieförhållanden skiljer sig från förhållanden i fält. Vanligtvis brukar nettonitrifikation och nettonitrifikation som mäts vid inkubation på laboratorium vara större än den som sker i fält. Anledningen kan vara den sönderdelning av materialet som sker före inkubation eller avlägsnandet av rötter och större organismer som annars skulle gett en viss immobilisering av kvävet. I fält tas mycket av det mineraliserade eller nitrifierade kvävet upp direkt av växter eller mikroorganismer såvida inte systemet redan innehåller mycket kväve. Speciellt under sommarhalvåret sker ett stort upptag av kväve av vegetationen. Det kan därför ske en betydande mineralisering och nitrifikation utan att halten mineralkväve och nitrat i marklösningen är hög (Fleischer, 2000).

Det mesta tyder på att inkubationen har lett till en överskattning av mineralisering och nitrifikation jämfört med vad som sker i fält. Ett undantag är den underskattning som kan ha skett på grund av att proven eventuellt torkades en aning för mycket och därmed inte hade en optimal vattenhalt för mikroorganismernas aktivitet. Vid jämförelse med porositetsmätningar och dräneringsresultat från andra organiska jordar (Persson, 1985; Berglund, 1996) visade det sig att proven vid inkuberingen antagligen hade en vattenhalt som var lägre än fältkapacitet. Korrelationsanalysen visade även att vattenhalten påverkade nitrifikationen positivt i sumpskogarna, vilket tyder på att provens vattenhalt var lägre än den för nitrifikation optimala vattenhalten. Detta gör att mineralisering och nitrifikation kan ha underskattats något

Vattenhalten låg dock endast i ett fåtal fall under det optimala. Dessutom kommer marken på Hallandsås att drabbas olika av grundvattensänkningar och vissa områden kommer sannolikt att bli något torrare än optimalt. Den mineralisering som uppmättes vid inkubationen kan därför ses som ett högsta möjliga värde på den mineralisering som kan komma att ske i fält vid dränering och är således även ett högsta möjliga värde på nitratbildningen i fält (dvs om mineraliserat kväve till 100 % skulle övergå till nitrat).

Denitrifikation och kväveretention

Nitrathalt i bäckvatten

Ett annat delmål i denna studie var att undersöka retention av kväve samt denitrifikation inom de aktuella områdena. Detta gjordes genom nitrattmätning i vattendrag samt kväveisotopbestämning i växtmaterial. Sumpalskogslokalerna A1 och A2 valdes för delstudien men eftersom det senare visade sig att flödet genom A2 fick tillskott av vatten från sidan betraktades resultaten härifrån som alltför osäkra för att vidare diskuteras. Halten nitrat i bäcken genom sumpskogslokalen A1 sjönk under det att bäcken passerade sumpskogen. Mätningen skedde bara vid en tidpunkt och eftersom bäckflöden samt ämnestransporter i dessa kan variera mycket i tid är resultatet relativt osäkert. För att belysa hur stor del av förlusten som berodde på denitrifikation gjordes kväveisotopbestämningar i växtmaterial.

Kväveisotopbestämning

Denitrifikation i fält kan uppskattas på olika sätt. En vanlig metod är att man mäter lustgasbildningen i fält eller på laboratorium efter att ha inhiberat kvävgasbildningen med acetylen. Denna metod finns beskriven av Ryden et. al. (1987). Resultatet blir dock osäkert eftersom lustgasbildningen varierar över tiden (Dutch et. al. 1990) och substratet har stor betydelse. Om denitrifikationen mäts i fält på detta sätt måste det göras under en lång period och med många upprepningar. Denitrifikation mätt på lab kan bara ange en potentiell denitrifikation eftersom förhållandena skiljer sig mycket mot de i fält. Dessutom kan man när man mäter lustgashalten inte vara säker på att den härstammar från denitrifikation då det även vid nitrifikation kan bildas en liten mängd lustgas. I detta försök tillämpades därför en annan metod för att uppskatta denitrifikationen. Eftersom denitrifierarna diskriminerar isotopen ^{15}N till förmån för ^{14}N (Rennie et. al. 1977) bör, om denitrifikation sker, halten ^{15}N öka i vattnet nedströms i ett område. Växter tar däremot upp båda isotoperna i nästan samma omfattning (Jacks, 2000) och därmed skulle växtupptag av nitrat leda till att relationen mellan isotoperna i vattnet bibehålls oförändrad. Isotopfördelningen i vattendraget antogs i försöket avspeglas i isotopfördelningen i växtmaterial i nära anslutning till vattendraget eftersom detta material var betydligt billigare att analysera.

Tolkning av analysdata

Hypotesen var den att nitratförlust som uppmätts i bäcken genom sumpskogen A1 till viss del berodde på denitrifikation och att växtmaterialet därför skulle uppvisa en minskande halt ^{14}N nedströms. Så blev dock inte fallet utan halten ^{14}N ökade nedströms i det område där studien utfördes. En eventuell förklaring till detta kan vara att det sker en betydande kvävefixering i sumpskogen. Diskrimineringen av ^{15}N i denna process höjer halten ^{14}N i vattnet och effekten av denitrifikationen motverkas. En annan förklaring kan vara att halten ^{15}N redan vid inflödet i sumpskogen kanske var onormalt hög. Ovanför sumpskogen ligger en åker och här kan man ha gödslat med kväve som haft en hög andel av ^{15}N -isotop. Även andra faktorer kan ha bidragit till att ge en hög halt av ^{15}N på den gödslade ytan. Redan på åkern kan det avgå kväve, både i form av ammoniak och i form av lust- eller kvävgas. Diskriminering av ^{15}N leder då till en större avgång av $^{14}\text{NH}_3$ än $^{15}\text{NH}_3$ och mer

denitrifikation i form av $^{14}\text{N}_2$ och $^{14}\text{N}_2\text{O}$ än i form av $^{15}\text{N}_2$ och $^{15}\text{N}_2\text{O}$. Att gödsling kan leda till en ökning av ^{15}N -förekomst i marken har tex visats av Högberg (1990).

Andra orsaker till minskningen av ^{15}N nedströms i våtmarken kan vara tillfälliga variationer i tid. Att isotopfördelningen mättes i växtmaterial och inte i vattenprov kan också vara en bidragande osäkerhetsfaktor eftersom även växtupptaget kan innebära diskriminerande processer. Mätning vid olika tidpunkter och årstider samt mätning av isotopfördelningen även i vattnet skulle eventuellt kunna ge mer användbara resultat.

Sammanfattningsvis indikerar resultatet från denna studie endast att denitrifikationen inte varit så hög att den kunnat motverka effekten av en initieellt hög andel ^{15}N -isotop. Inga slutsatser kan dras om hur stor mängd kväve som denitrifieras respektive tas upp av olika växter.

Påverkan av en grundvattensänkning på utlakning av nitrat och lustgasavgång

Kväve tillgängligt för utlakning och lustgasavgång

Syftet med denna studie var att undersöka effekter på lustgasavgång och nitratutlakning som en grundvattensänkning till följd av tunnelbygget genom Hallandsås kan leda till. Att belysa och kvantifiera dessa effekter av tunnelbygget är angeläget eftersom utflöden av kväve i form av nitrat till vattendrag eller i form av lustgas till atmosfären kan leda till negativa konsekvenser för omgivande miljö. En förutsättning för både nitratutlakning och lustgasavgång är att det finns ett överskott av nitrat i marken. Resultaten visade att en grundvattensänkning kan öka nitrathalten i marklösningen, dels på grund av en ökad nedbrytning med därpå följande mineralisering och nitrifikation och dels på grund av en minskad denitrifikation. En upptorkning av blöta och fuktiga marker innebär ofta att tillväxten ökar. Effekterna av tunnelbygget på nitrathalten i marklösningen kommer därför att begränsas till ett par år eftersom mineralkvävet i marken kommer att tas i anspråk för denna tillväxtökning.

Målet med beräkningen var att uppskatta högsta möjliga nitrifikation som kan ske i fält efter en grundvattensänkning. På grund av effekten av en initieellt hög ammoniumhalt var det dock säkrare att beräkna högsta möjliga mineralisering och sedan utgå från hur stor andel av denna som under inkubationen nitrifierades istället för att utgå från den mängd nitrat som bildades under inkubationen. Medelvärden för mineralisering per år beräknades för varje enskild vegetationstyp eftersom skillnader i mineralisering i de flesta fall skiljde sig mer mellan de olika vegetationstyperna än inom varje vegetationstyp.

Beräkningen gjordes på två sätt, dels genom att utgå från den mineralisering som uppmätts på lab (I) och dels genom att utgå från uppmätt kvävehalt och densitet och anta att 0,5 cm /år av torven skulle brytas ned efter dränering (II). Vid omräkning till temperaturförhållanden i fält enligt Seyferth (1998) vid beräkningsmetod I) blev resultatet att aktiviteten hos de mineraliserande mikroorganismerna var 1,995 ggr större vid 15°C än vid fälttemperatur 8°C om $\text{WHC} = 60\%$. Om vattenhalten antogs vara en annan förändrades inte resultatet nämnvärt. Om en annan temperatur i fält antogs ändrades däremot resultatet något, ca 8% för en grads förskjutning. Vid beräkningsmetod II) gjordes antagandet att nedbrytningen inte översteg 0,5

cm per år. I lokalen A2, där viss dränering hade skett, framgick av trädens ålder och utseende att torven sjunkit med ca 0,5 cm per år. En del av denna sänkning beror sannolikt på kompaktion och antagandet innebär därför en överskattning. Även försök av Minkinen et.al. (1998) har visat att en nedbrytning som ger en torvsänkning >0,5 m är osannolik. Den högsta möjliga mineraliseringen totalt fås om man utgår från påverkad areal enligt MIKE-SHE modellen. Den blir då totalt 6 000 kg/år enligt beräkningsmodell I) och 23 000 kg/år enligt beräkningsmodell II). 80 % av denna mineralisering sker i sumpalskogarna, i vilka även det mineraliserade kvävet löper störst risk att omvandlas till nitrat.

I denna studie kunde inga slutsatser dras angående den denitrifikationen som idag sker och följaktligen blir alla spekulationer över grundvattensänkningens effekt på denna mycket osäker. Tidigare studier har visat på en denitrifikation mellan 11 och 162 mg N/ m²,dag, dvs mellan 40,5 och 591,3 kg N per ha och år (Nömmik et. al. 1989). En minskning av vattenhalten i dränerade jordar med 11-22 % visade sig i samma försök reducera denitrifikationshastigheten med 71 %. Om grundvattennivån på Hallandsås sänks riskerar den denitrifikation som sker att minska i omfattning. Detta innebär att mer av det nitrat som deponerats över området, bildats genom nedbrytning av organiskt material i sumpskogen eller lakats ut från uppströms belägen gödslad åkermark kan bli kvar i marklösningen.

Utlakning av nitrat

Nitrat är rörligt i de flesta marktyper och kan därför lätt utlakas. Hur denitrifikationen kommer att påverkas av en grundvattensänkning är oklart men ökningen av nitrat på grund av minskad denitrifikation blir mindre än den nitratökning som sker på grund av ökad nedbrytning. Bildningen av nitrat genom ökad nedbrytning bör därför vara det som på Hallandsås främst bestämmer utlakningen av kväve vid en grundvattensänkning.

Både sumpal- och sumpbjörkskog visade sig nitrifiera till över 80 % efter 8 veckors simulerad grundvattensänkning i inkubationsförsök. I fält varierar nitrifikationen dock förmodligen mycket mellan olika områden och olika tidpunkter. Hur mycket kväve som lakas ut från en mark skiljer sig också åt mellan olika områden och kan bland annat kopplas till kvävemättnad och hydrologi. Kvävemättnad innebär att det interna behovet av kväve i ekosystemet är fyllt och varken växter eller mikroorganismer tar upp det extra nitrat som bildas. Rörligt markvatten är också en förutsättning för att nitraten sedan ska försvinna ut ur systemet. Studier har visat att i en mark med låg C/N-kvot och med en hög nitrifikationspotential, dvs en tänkbar situation efter grundvattensänkning på Hallandsås, råder det större risk för nitratutlakning än i andra marker (Nohrstedt et al, 1996).

Speciellt i sumpalskogarna bör det råda stor risk för nitratutlakning eftersom dessa system visade sig nitrifiera mycket. Troligtvis sker redan idag en viss utlakning av nitrat från dessa marker. Den ökning av utlakningen som en grundvattensänkning kan orsaka i sumpalskogarna skulle i första hand vara en effekt av ökad total mineralisering eftersom andelen nitrifikation knappast kan öka mer. Även sumpbjörkskogen nitrifierade mycket och visade dessutom upp en tydlig ökning av andelen nitrifikat av mineralisering efter simulerad grundvattensänkning. Dock kommer antagligen inte nitratbildningen i dessa marker att leda till lika stor utlakning som nitratbildning i sumpalskogsmark. Detta beror på att det inom sumpbjörkskogsekosystemet råder större konkurrens om kvävet och på att grundvattnet i sumpbjörkskogen är mindre rörligt. Mjukmatte-fattigkärren skulle sannolikt inte bidra till någon utlakning eftersom det krävs en viss tid här innan nitrifikationen kommer igång och tillväxtökningen kommer att ta upp det bildade nitraten.

Hur mycket av det bildade nitraten som kan lakas ut är dock svårt att avgöra både när det gäller sumpal- och sumpbjörkskog. I ett försök i en granskog på fastmark i Skogaby, södra Halland, (Sjöberg, 2000) tillsattes nitratkväve till en mark under vinter och tidig vår. Förlusterna av nitratkvävet, genom utlakning eller denitrifikation, uppgick till 67 % av det tillsatta nitratkvävet i ogödslad skogsmark och 93 % i gödslad skogsmark. Även om sumpskogen på Hallandsås skiljer sig från granskogsmarken i Skogaby indikerar detta resultat att utlakningen kan bli betydande från de kväverikaste sumpskogarna på Hallandsås.

Utläckaget av kväve till Laholmsbukten från dess tillrinningsområde är idag mellan 5000 och 6000 ton kväve per år (Fleischer, 2000) och motsvarande siffra för Skälderviken är ca 4200 ton per år (Nordvästra Skånes kommunalförbund, 1990). Enligt både MIKE SHE-modellen och RV-metoden är det 55-67 ha blöt eller fuktig mark som riskerar att påverkas av grundvattensänkning vid ett fortsatt tunnelbygge. Det merflöde av kväve till Laholmsbukten och Skälderviken som den ökade nedbrytningen skulle kunna orsaka blir därmed mindre än en tiondels procent av det som redan tillförs från respektive tillrinningsområde.

Dock bör inte risken för lokala effekter underskattas. Att eutrofiering kan bli en följd av kvävetillförsel även i vattendrag kan inte uteslutas, även om kväve oftast inte är det tillväxtbegränsande näringsämnet i dessa system. En onormalt stor tillförsel av ett ämne till vattendragen innebär, oavsett vilket ämne som är tillväxtbegränsande, en störning av ekosystemen, vilket på sikt kan ge andra negativa konsekvenser i form av exempelvis förändrad flora och fauna. Resultaten i denna studie visade att den största mineraliseringen vid grundvattensänkning kommer att ske i sumpalskogarna och att flera hundra kg kväve per ha och år där riskerar att mineraliseras. Även om bara en del av detta kväve omvandlas till nitrat och lakas ut kan det innebära en att tillförseln av nitrat till vattendrag kan bli betydande.

Avgång av växthusgaser

Grundvattensänkning på Hallandsås skulle kunna få till följd att avgången av lustgas ökar på grund av det extra nitrat som bildas. I Sverige släpps årligen ut 25 000 ton lustgas (<http://www.scb.se/landmiljo/annan/miljosverige/miljoenergi5.asp>). Om allt producerat nitrat efter grundvattensänkning på Hallandsås skulle denitrifieras till lustgas skulle detta dock bara uppgå till någon tiondels procent av Sveriges utsläpp av lustgas i övrigt. Sett i relation till den framtida miljövinst tunneln kommer att bidra med i form av gynnande av en miljövänligare trafik blir effekten av grundvattensänkningen ännu mindre. Ur nationellt perspektiv liksom ur lokalt perspektiv är därför ökat utsläpp av växthusgaser genom grundvattensänkning på Hallandsås helt försumbar.

Slutsatser

Mellan 55 och 67 ha blöt eller fuktig mark på Hallandsås riskerar att få en grundvattensänkning >0,5 m. Av denna areal utgör mark med sumpalskog, sumpbjörkskog eller mjukmatte-fattigkärr 82 %.

I fält skilde de olika vegetationstyperna sig åt när det gällde andelen nitrifikation av total mineralisering. I sumpalskogen nitrifierades nästan allt mineraliserat kväve och i mjukmatte-fattigkärr uppmättes inget nitrat alls. I sumpbjörkskogen nitrifierades mellan 16 och 50 % av det mineraliserade kvävet. Under inkubationen ökade nitrifikationen endast lite i sumpalskog och mjukmatte-fattigkärr medan den i sumpbjörkskogen ökade kraftigare, till mellan 63 och 100 % av total mineralisering.

I sumpalskogen A1 skedde en förlust av kväve i bäckvatten under passage genom sumpskogen. Denna kan ha berott på växtupptag och/eller denitrifikation.

Både den ökade nedbrytningen och den minskade bildningen av gasformigt kväve till följd av syresättningen av marken efter en grundvattensänkning kan leda till ökat utflöde av nitrat till yt- och grundvatten. Det kan inte uteslutas att denna inverkan av tunnelbygget lokalt kommer att ge betydligt förhöjda kvävehalter i avrinnande vatten. Effekten på kväveutflödet till Laholmsbukten och Skälderviken blir marginell. Merflödet blir mindre än 0,1 % av den mängd nitrat som tillförs från andra källor i respektive tillrinningsområde. Utlakningen minskar med tiden eftersom kvävet kommer att tas i anspråk för en ökande tillväxt.

Grundvattensänkning i sumpskogar kan leda till ökad avgång av växthusgaser till atmosfären. Den ökade nedbrytningen av organiskt material och därmed ökad tillgång på kväve i form av nitrat, kombinerat med måttlig syretillgång, kan leda till en ökad produktion av dikväveoxid (lustgas). På grund av liten påverkad areal är dock mängderna låga. Ur nationellt och lokalt perspektiv är denna inverkan av tunnelbygget på atmosfären helt försumbar.

En stor osäkerhetsfaktor för slutsatserna i denna studie är bedömningen av areal där grundvattensänkning riskeras. För att påverka ovannämnda slutsatser om effekter på kväveomsättning i mark av en grundvattensänkning till följd av tunnelbygget genom Hallandsås krävs dock stora förskjutningar i utfallet av prognosticerad grundvattensänkning.

Referenser

Alexandersson, H., Karlström, C., Larsson-McCann, S. 1991. Temperaturen och nederbörden i Sverige 1961-90, Referensnormaler. SMHI Meteorologi Nr 81. Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut, Norrköping.

Ambius, P. and Lawrance, R. 1991. Comparison of denitrification in two riparian soils. Soil Sci. Soc. Amer. J. 55, 994-997.

Anon. 1976. Determination of the sum of the nitrite nitrogen content of water. Svensk Standard SIS 028133.

Banverket, Södra banregionen. 1998. Skottorp-Förslöv, Ny järnväg. Tunnlar genom Hallandsås, Fortsatt tunneldrivning, miljöanalys.

Berg, B. and Cortina, J. 1995. Nutrients Dynamics in some decomposing leaf and Needle Litter Types in a *Pinus sylvestris* Forest. Scand. J. For. Res. no 10, pp 1-11

Berg, B. Ekbohm, G., Johansson, M-B., McClaugherty, C., Rutigliano, F., Virzo De Santo, A. 1996. Maximum decomposition limits of forest litter types: a synthesis. Canadian J of Botany 74 (5) pp 659-672

Berglund, K. 1996. Cultivated organic Soils in Sweden: Properties and Amelioration. Ph D Thesis. Department of Soil Science, Reports and Dissertations 28. Uppsala

Bernes, C. 1991. Ur: Sveriges Nationalatlas, Miljön. Red. Wastenson, L.

Black, C.A. 1968. Soil-plant relationship. J Wiley & Sons, Inc, New York

Brady, N.C. 1990. The nature and Properties of SOILS. Tenth ed. Macmillan Publishing Company, New York.

Carnol, M. and Ineson, P. 1999. Environmental factors controlling NO_3^- leaching, N_2O emissions and numbers of NH_4^+ oxidisers in a coniferous forest soil. Soil Biology and Biochemistry, 31, pp 979-990.

Davidson, E.. 1991. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. pp 219-235. In: J.E. Rogers & W.B. Whitman (red) Microbial Production and consumption of greenhouse gases. Methane, nitrogen oxides, and halomethanes. ASM Press, Am. Soc. for Microbiology, Washington, D.C.

Davidson, E.A. and Swank, W.T. 1986. Environmental parameters regulating gaseous nitrogen losses from two forested ecosystem via nitrification and denitrification. *Applied and Environmental Microbiology* 52, 1287-1292.

De Boer, W., Tietema, A., Klein Gunniek, P.J.A. and Laanbroek, H.J. 1992. The chemolithotrophic ammoniumoxidizing community in a nitrogen-saturated acid forest soil in relation to pH-dependant nitrifying activity. *Soil Biology and Biochemistry* 24, 229-234.

Drury, C.F., McKenney, D.J. and Findlay, W.I. 1991. Relationships between denitrifikation, microbial biomass and indigenous soil properties. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 23, No 8, pp751-755.

Duggin, J.A., Voigt, G.K., and Bormann, F.H. 1991. Autotrophic and heterotrophic nitrification in response to clear-cutting northern hardwood forest. *Soil Biology and Biochemistry* 8, 779-787

Dutch, J. and Ineson, P. 1990. Denitrification of an Upland Forest Site. *Forestry*, Vol. 63, No 4, pp 363-377.

Eriksson, B. 1980. Sveriges vattenbalans, Årsmedelvärden (1931-60) av nederbörd, avdunstning och avrinning. SMHI Rapporter: Meteorologi och klimatologi Nr RMK18 (1980), Hydrologi och oceanografi Nr RHO 21 (1980). Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut. Norrköping

Fleischer, S. 1999, sommarkursföreläsningen

Fleischer, S. 2000, pers. komm

Florgård, C., Linnér, H., Olsson, M., Olsson, S., Persson, G. och Wiklander, G. 2000. Grundvattensänkning på Hallandsås, Effekter på natur, jordbruk och skogsbruk. Samhälls- och landskapsplanering nr 11. Institutionen för landskapsplanering, Ultuna.

Focht, D.D. and Verstraete, W. 1977. Biochemical ecology of nitrification and denitrification. In: Alexander M. (Ed.) *Advances in Microbial Ecology*. Plenum Press, New York, Vol. 1, p. 135-214.

Granhall, U. 2000. pers. komm.

Groffman, P.M., Gold, A.J. and Simmons, R.C. 1992. Nitrate dynamics in riparian forests: Microbial studies. *J. Environ. Qual.* 21, 666-671.

Gundersen, P. 1995. Nitrogen deposition and leaching in european forests - preliminary results from a data compilation. *Water, Air and Soil Pollution*, 85: 1179-1184.

Gundersen, P. and Rasmussen, L. 1990. Nitrification in forest soils: effect from nitrogen deposition on soil acidification and aluminium release. *Reviews of environmental Contamination and Toxicology* 113, p. 1-45

Henrich, M. and Haselwandter, K. 1997. *Soil Biol. Biochem.* Vol 29, No9/10, pp1529-1537.

<http://www.environ.se/>

<http://www.scb.se/landmiljo/annan/miljosverige/miljoenergi5.asp>

Högberg, P. 1990. Forests losing large quantities of nitrogen have elevated ^{15}N : ^{14}N ratios, *Oecologia* Vol. 84, no.2: 229-231.

Jacks, G. 1983. Nitrat i grundvatten - Höganäsfallet. *Skogs och Lantbruksakademiens Tidskrift* 122. pp 319-321.

Jacks, G. 2000. pers. komm

Jacks, G., Joelsson, A. and Fleischer, S. 1994. Nitrogen Retention in Forest Wetlands. *Ambio* Vol. 23, No 6, pp 358-362.

Jørgensen, R.G. and Richter, G.M. 1992. Composition of carbon fractions and potential denitrification in drained peat soils. *J. Soil. Sci.* 43, 347-358.

Karlton, E., Odell, G., Löfgren, O. och Carlsson, E. 1998. Fältinstruktion för Ståndortskartering. Inst f. skoglig marklära, SLU

Killham, K. 1994. *Soil Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge

Kriebitzsch, W.U. 1978. Stickstoffnachlieferung in saure Waldböden Nordwestdeutschlands. *Scr Geobot*, Göttingen, 14:1-66

Maag, M., and Vinther, F.P. 1996. Nitrous oxide emission by nitrification and denitrification in different soil types at different soil moisture contents and temperatures. *Applied Soil Ecology* 4, pp 5-14

MGG PM 242. 2000-10-09. Modellsystem för ytligt grundvatten. Projekt Utredning Hallandsås. 74 sidor.

Miljöbalken. 1999. 11 kap. Vattenverksamhet

Minkkinen, K. and Laine, J. 1998. Long-term effect of forest drainage on the peat carbon stores of pine mires in Finland. *Can. J. For. Res.* 28: 1267-1275.

Myrold, D. D. 1998. Transformations of Nitrogen. In *Principles and Applications of Soil Microbiology*, ed by Sylva, D.M., Fuhrmann, J.J., Hartel, P.G. and Zuberer, D.A. pp 259-294. Prentice-Hall, New Jersey.

Nohrstedt, H.-Ö., Sikström, U., Ring, E., Näsholm, T., Högberg, P., and Persson, T. 1996. Nitrate in soil water in three Norway spruce stands in southwest Sweden as related to N-deposition and soil, stand, and foliage properties. *Can. J. For. Res.* 26:836-848.

Nordvästra Skånes kommunalförbund. 1990. Närsalter till Västra Hanöbukten och Skälderviken. Länsstyrelserna i Kristianstads län, i Malmöhus län.

- Nõmmik, H. 1970. A technique for determining mineralization of carbon in soils during incubation. *Soil Science*. Vol. 112, No.2, pp 131-136
- Nõmmik, H. and Larsson, K. 1989. Measurement of Denitrification Rate in Undisturbed Soil Cores under Different Temperature and Moisture Conditions Using ^{15}N Tracer Technique. *Swedish Journal of agricultural Research* 19, pp35-44
- Olofsson, B. 2000. Projekt Utredning Hallandsås (PHU). Parameterbestämning och resultat från RiskVariabel-metoden applicerad på grundvattenpåverkan i jord vid tunnelbyggande på Hallandsås. KTH, avd för mark och vattenresurser, Rapport till Banverket 2000-09-12
- Olsson, T. 2000. Bedömning av grundvattenpåverkan, Resultat av genomförda utredningar. Projekt Utredning Hallandsås. Banverket, Södra banregionen.
- Ohlsson K.E.A. and Wallmark, P.H. 1999. Novel calibration with correction for drift and non-linear response for continuous flow isotope ratio mass spectrometry applied to the determination of $\delta^{15}\text{N}$, total nitrogen, $\delta^{13}\text{C}$ and total carbon in biological material. *The Analyst*, 124, 571-577
- Persson, T. Breland, T. A. Seyferth, U. Lomander, A. Kätterer, T. Henriksen, T. M. and Andrén, O. 1999. Carbon and nitrogen turnover in forest and arable soil in relation to substrate quality, temperature and moisture. In: Jansson, P-E. Persson, T. and Kätterer, T. (Eds.), *Nitrogen Processes in Arable and Forest Soils in the Nordic Countries*. Nordic Council of Ministers, TemaNord 1999:560, pp 131-152.
- Persson, G. 1985. Markfysikaliska undersökningar på några organogena jordar i Kronobergs län. Naturvårdsverkets rapport 3057
- Priha, O. and Smolander, A. 1995. Nitrification, denitrification and microbial biomass N in soil from two N-fertilized and limed Norway spruce forests. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 27, No. 3, pp305-310.
- Rennie, D.A., Paul, E.A., Karamanos, R.E. and Pang, P. 1977. Factors affecting the natural abundance of ^{15}N in soil and plant materials. 3rd Res. Co-ord. Meeting N Residue Programmes, IAEA, Vienna.
- Ringberg, B. 1995. Beskrivning till jordartskartan Halmstad SV. SGU Ae 121
- Rudebeck, A. 2000. Factors Affecting Nitrification in European Forest soils. *Silvestria* 145. Doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Ecology and Environmental Research, Uppsala.
- Rudqvist Lennart. 2000. pers. komm.
- Ryden, J. C., Skinner, J. H. and Nixon, D.J. 1987. Soil core incubation systems for the field measurement of denitrification using acetylene inhibition. *Soil Biol Biochem.* 19, 753-757
- SAS Institute Inc. 1987. SAS/STAT Guide for Personal Computers, Version 6 Edition. Cary, NC: SAS Institute Inc. 1028 sid.

Schlesinger, W.H. 1997. Biogeochemistry –An Analysis of Global Change. 2nd ed. Academic Press

Seyferth, U. 1998. Effects of soil temperature and moisture on carbon and nitrogen mineralisation in coniferous forest. Licentiate Thesis. Department of Ecology and Environmental Research, Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala.

Sjöberg, M.R. 2000. Carbon and Nitrogen Turnover in the Humus Layer of Coniferous Forests with Emphasis on Immobilisation, Stabilisation and Uptake Processes. *Silvestria* 153. Doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Ecology and Environmental Research, Uppsala.

Stark, J.M. and Firestone, M. 1995. Mechanisms for Soil Moisture Effects on Activity of Nitrifying Bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 61, No 1, p 218-221

Stottlemeyer, R. and Toczydlowski, D. 1999. Seasonal Relationships Between Precipitation, Forest Floor, and Streamwater Nitrogen, Isle Royale, Michigan.

Svensson, G., Anfält, T. 1982. Rapid determination of ammonia in whole blood and plasma using flow injection analysis. *Clinica Chimica Acta* 119, 7-14

Tamm, C.O. 1991. Nitrogen in Terrestrial Ecosystems, Questions of Productivity, Vegetational Changes, and Ecosystem Stability. In *Ecological Studies* 81. Ed. by Billings, W.D., Golley, F., Lange, O.L., Olson, J.S. and Remmert, H.

Torstensson, L. 2000. Föreläsning under markbiologikurs. SLU

Wijler, J. and Delwiche, C.C. 1954. Investigations on denitrifying process in soil. *Plant and Soil*, 5, pp155-169

Wiklander, G. and Nõmmik, H. 1987. Net Mineralization of Nitrogen in a Fen Peat Soil, Central Sweden. *Acta Agric. Scand.* 37:189-198

Williams, L-E, Nihlgård, B. och Wallén, B. 1998. Tunnelbygget genom Hallandsåsen. Vegetationsinventering och förslag till uppföljningsprogram av ekologiska effekter. Växtekologiska avdelningen, Ekologiska institutionen, Lunds universitet.

Vitousek, P.M. and Howarth, R.W. 1991. Nitrogen limitation on land and in the sea: how can it occur? *Biogeochemistry* 13:87-115

Växjö tingsrätt, vattendomstolen, 1992. Dedom 1992-11-24 meddelad i Växjö. Dom nr DVA 70/1992. Mål nr VA 55/1991

Bilaga 1. Definitioner av begrepp.

Blöt eller fuktig mark: Mark med grundvattennivå $< 0,5\text{m}$ under markytan.

Denitrifikation: Avgång gasformiga kväveföreningar till atmosfären. Begreppet innefattar både lustgasavgång och kvävgasavgång

Grundvattennivå: Den nivå under markytan till vilken marken är vattenmättad, dvs alla porer är vattenfyllda

Immobilisering: Kväveupptag av mikroorganismer eller vegetation. Kvävet övergår från mineralform till att vara organiskt bundet

Mineralisering: Frigörelse av mineralkväve, dvs omvandlandet av organiskt bundet kväve till ammoniak.

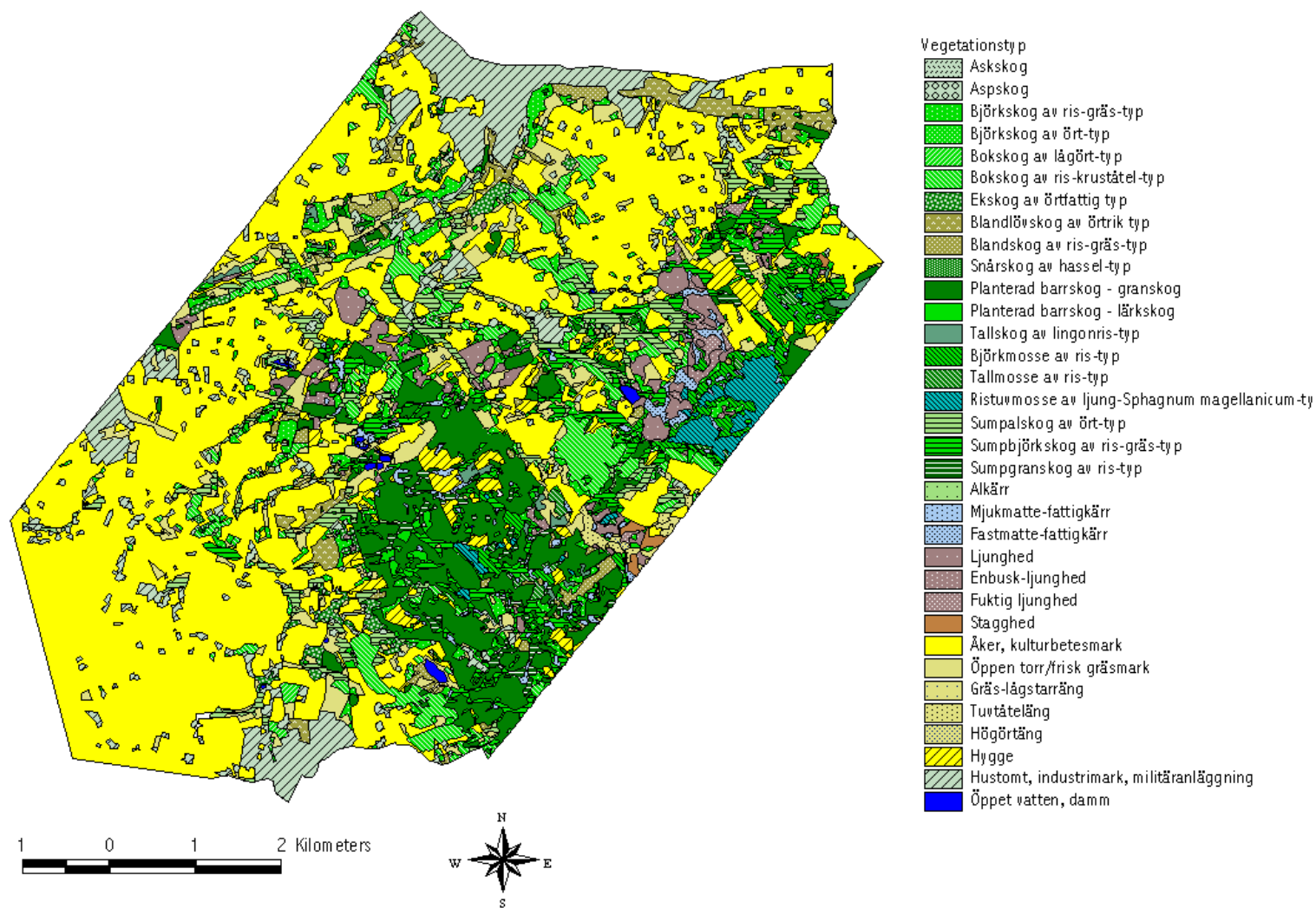
Nitrifikation: omvandling av ammoniumkväve till nitratkväve

Fältkapacitet: Vattenhalt vid fri dränering till en meters djup

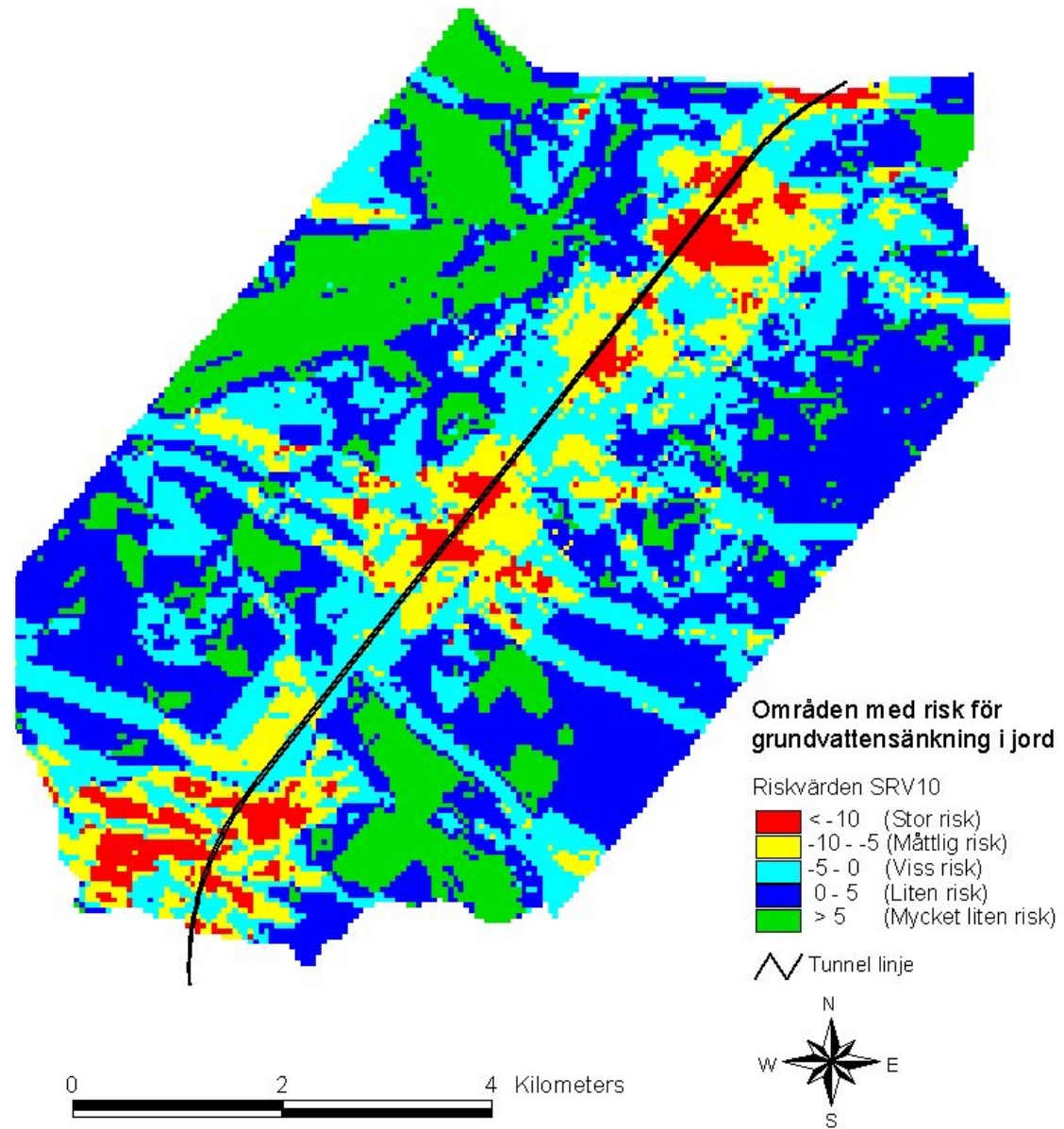
Kväveretention: De processer som gör att kvävet blir kvar i marken utan att lakas ut eller avgå i gasform till atmosfären. Dessa processer kan vara kväveupptag av mikroorganismer och växter.

Karterat område: Det område på 3 km avstånd från tunneln inom vilka en effekt av tunnelbygget kan komma att märkas (Olofsson, 2000).

Bilaga 2. Vegetationskarta framtagen enligt "Biologiska inventeringsnormer"
(BIN V 31001) av Williams (1998).



Bilaga 3. Sårbarhetsanalys för grundvattensänkning enligt RV-metoden (Olofsson, 2000).



Bilaga 4. Grundvattensänkning simulerad med MIKE-SHE modellen (MGG PM 242, 2000).

